

Bachelorarbeit



am Institut für Statistik
Ludwig-Maximilians-Universität München

Die Wirkung der Einführung der Umweltzone in Berlin auf die Feinstaubexposition: Modellierung von stündlichen Daten aus verschiedenen Messstationen

Autor: Tobias Ungar
Betreuer: Prof. Dr. Helmut Küchenhoff
Dipl.-Stat. Veronika Fensterer
Abgabedatum: 10. Februar 2014

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	4
2	Theorie der verwendeten Modelle	6
2.1	Nichtparametrische Regression	6
2.1.1	Polynom-Splines	7
2.1.2	Penalisierte Splines (P-Splines)	10
2.1.3	Zyklische Splines	11
2.1.4	Bias-Varianz Trade-off und Glättungsparameterwahl	11
2.2	(Generalisierte) Additive Modelle	13
2.3	Autokorrelation	15
3	Datenüberblick	17
3.1	Lage und Auswahl der Messstationen	17
3.2	Erhebungszeitraum	18
3.3	Variablenüberblick	19
4	Deskriptive Analyse	21
5	Beschreibung des Modells	25
6	Ergebnisse	28
7	Diskussion der Ergebnisse	35
7.1	Wirkung der Einführung der Umweltzone auf die PM ₁₀ -Konzentration	35
7.2	Einfluss der Jahreszeit auf die Veränderungen des PM ₁₀ -Niveaus	38
8	Fazit	40
	Literatur	41
	Anhang	45
A	Grafiken Modell	45

B	Grafiken alternatives Modell	47
C	Tabellen alternatives Modell	51

1 Einleitung

Die Luftqualität hat einen direkten Einfluss auf unsere Lebensqualität (Environmental Protection Agency, 2009). In den letzten Jahrzehnten hat es Europa geschafft, den Ausstoß von Luftschadstoffen wie Schwefeldioxid (SO_2), Kohlenstoffmonoxid (CO), Benzol (C_6H_6) und Blei (Pb) wesentlich zu reduzieren (European Environment Agency, 2013). Trotz der Verbesserungen in den letzten Jahren schädigt die Luftverschmutzung weiterhin Gesundheit und Umwelt. Zur Zeit sind Feinstaubpartikel (PM) und Ozon (O_3) die gefährlichsten Luftschadstoffe für die menschliche Gesundheit in Europa (European Environment Agency, 2013). Viele wissenschaftliche Publikationen haben ein erhöhtes Auftreten von Herz-Kreislauf- und Atemwegserkrankungen bei hohen Feinstaubkonzentrationen nachgewiesen (Lahl u. Steven, 2005; Pope u. Dockery, 2006; Umweltbundesamt, 2013a).

Feinstaub kann entweder natürlichen Ursprungs sein oder durch menschliches Handeln entstehen. Natürliche Quellen sind beispielsweise Bodenerosion, Meersalz, Vulkanausbrüche oder Waldbrände (Malina u. Frauke, 2012). Die anthropogene Feinstaubbelastung stammt von Motoren (v.a. Dieselmotoren), dem Bremsen- und Reifenabrieb, der Aufwirbelung des Staubes von der Straßenoberfläche und der Industrie und Landwirtschaft (Umweltbundesamt, 2013a). Die Hauptquelle, die für die Entstehung von Feinstaubpartikeln in Ballungsgebieten verantwortlich ist, ist der Straßenverkehr (Colville u. a., 2001). Verkehrsemissionen tragen einen erheblichen Teil zur Luftverschmutzung bei und müssen deshalb genau überwacht werden (Diegmann u. a., 2006; Jörß u. Handke, 2007).

Feinstaubpartikel werden nach ihrer Partikelgröße unterteilt. Man spricht von ultrafeinen Partikeln oder Nanopartikeln bei einem Durchmesser von weniger als $0.1 \mu\text{m}$. $\text{PM}_{2.5}$ -Partikel entsprechen einer Partikelgröße mit einem Durchmesser von weniger als $2.5 \mu\text{m}$. Die in dieser Arbeit behandelten PM_{10} -Partikel besitzen eine Partikelgröße von weniger als $10 \mu\text{m}$.

Die Europäische Union (EU) führte mit der Richtlinie 1999/30/EG verpflichtende Grenzwerte der PM_{10} Belastung der Luft innerhalb der EU ein. Seit 2005 müssen die Mitgliedstaaten Maßnahmen ergreifen, damit

- (1) die Tagesmittelwerte von PM_{10} 50 Mikrogramm pro Kubikmeter ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) nicht öfter als 35 mal pro Jahr übersteigen
- (2) und die Jahresmittelwerte von PM_{10} $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nicht übersteigen.

Im Mai 2008 verschärfte die EU ihre Bestimmungen über die Einhaltung bestimmter Grenzwerte mit der Richtlinie 2008/50/EG über Luftqualität und saubere Luft für Europa (EU-Kommission, 2008).

Die negativen Effekte schlechter Luftqualität sind vor allem in städtischen Gebieten am stärksten zu spüren (European Environment Agency, 2013). Damit sind hauptsächlich die Bereiche betroffen, in denen die Mehrheit der europäischen Bevölkerung lebt. Da der Straßenverkehr zur Luftbelastung mit Feinstaub besonders stark beiträgt, richten zahlreiche deutsche Städte Umweltzonen (engl.: "low emission zones") mit dem Ziel ein, die Luftqualität in diesen Zonen zu verbessern (Umweltbundesamt, 2013c). In die Umweltzone dürfen nur Fahrzeuge einfahren, die die Schadstoffemissionsgrenzen einhalten und eine entsprechende Plakette besitzen. Fahrverbote bestehen für alle Fahrzeuge ohne Plakette. Mittlerweile werden in den meisten Umweltzonen in Deutschland nur noch Fahrzeuge mit grüner Plakette erlaubt (Umweltbundesamt, 2013c). Wie wirksam eine Umweltzone ist, hängt unter anderem davon ab, wie viele Fahrzeuge ohne Plakette ausgesperrt werden und welche Fahrzeuge mit Plakette eine Zufahrtserlaubnis erhalten. Laut Umweltbundesamt (2013c) beträgt die prognostizierte Reduktion der Feinstaubbelastung je nach Stufe der Umweltzone ca. 2 - 12 %. Es ist allerdings nicht so einfach eine genaue Vorhersage der PM_{10} Reduktion zu treffen, da die Feinstaubpartikelwerte stark wetterabhängig sind (Viana u. a., 2008).

Trotz der Schwierigkeiten sind in der Vergangenheit verschiedene Studien erschienen, die die Wirksamkeit von deutschen Umweltzonen analysieren (Bruckmann u. a., 2011; Cyrus u. a., 2009; Lorenz, 2011; Lutz u. Raurterberg-Wulff, 2009, 2011). In diesen Studien werden allerdings eher einfache statistische Methoden benutzt, die sich untereinander unterscheiden. Aus diesem Grund und aufgrund der Tatsache, dass unterschiedliche Umweltzonen untersucht wurden, sind die Ergebnisse nicht miteinander zu vergleichen.

In dieser Arbeit werden die PM_{10} -Konzentrationen vor und nach Einführung der beiden Stufen der Umweltzone unter Verwendung eines semiparametrischen Modells mit autoregressiven Störtermen erster Ordnung verglichen. Die Modellierung erfolgte mithilfe von stündlichen Feinstaubdaten aus verschiedenen Messstationen. Die geschätzten PM_{10} -Konzentrationen wurden für die Feinstaubbelastung an der Referenzstation, die Stunde des Tages, den Wochentag, die Jahreszeit, die Windrichtung und den Feiertagen entsprechend adjustiert. Dabei war von besonderem Interesse, ob durch Implementierung der beiden Stufen der Umweltzone insgesamt eine signifi-

kante Verringerung des PM_{10} -Niveaus festgestellt werden konnte. Außerdem wurden die täglichen und jahreszeitlichen Schwankungen der Maßnahmen zur Luftverbesserung untersucht. Diese Art der Modellierung stützt sich auf das Modell, das in einer Feinstaubstudie über die Münchner Umweltzone verwendet wurde (Fensterer u. a., 2013). Durch die Verwendung eines sehr ähnlichen Modells lassen sich die erhaltenen Ergebnisse miteinander vergleichen.

2 Theorie der verwendeten Modelle

In diesem Kapitel wird die Theorie hinter dem in Kapitel 5 verwendeten Modell vorgestellt, da die statistische Auswertung auf Basis dieses Modells erfolgen wird. Es ist oft nicht für alle Kovariablen bekannt, über welche funktionale Form sie auf die Zielgröße wirken. Mithilfe des Modells der additiven Regression lässt sich diese Fragestellung auf eine größtenteils flexible und dennoch strukturierte Weise lösen. Die Modellierung wird mittels nichtparametrischer Regression durchgeführt. Zunächst wird die Verfahrensweise der nichtparametrischen Regression vorgestellt. Daraufhin wird diese Modellierung auf die generalisierten linearen Modelle übertragen. Die in diesem Kapitel verwendeten Formeln und Konzepte stützen sich auf das Buch von Fahrmeir u. a. (2007, S. 291 ff.).

2.1 Nichtparametrische Regression

Im einfachen linearen Modell wird der Einfluss der Kovariablen auf die Zielvariable als linear angenommen. Allerdings ist ein rein lineares Modell in der Praxis oft nicht ausreichend. Im Folgenden soll der Einfluss einer einzigen Kovariablen nichtlinear wirken. Das Hauptziel der nichtparametrischen Regression ist die flexible Modellierung des Einflusses metrischer Kovariablen auf die abhängige Variable.

Zunächst wird der Einfluss einer einzigen metrischen Kovariable auf eine normalverteilte abhängige Variable betrachtet. Dies wird als *univariate Glättung* bzw. als *Streudiagramm-Glätter* bezeichnet, da sich die zugrundeliegenden Daten am besten mithilfe eines Streudiagrammes veranschaulichen lassen, mit dem Ziel eine glatte Funktion der Kovariablen zu erhalten. Der im Streudiagramm dargestellte Zusammenhang zwischen y und z soll dabei möglichst gut erfasst werden. Die Zielvariable lässt sich durch die Funktion der Kovariablen und einen additiven Störterm erklären:

$$y_i = f(z_i) + \epsilon_i; \quad \mathbb{E}(\epsilon_i) = 0, \quad \mathbb{V}(\epsilon_i) = \sigma^2. \quad (2.1)$$

Für die Fehlerterme ϵ wird angenommen, dass sie unabhängig und identisch verteilt sind und eine konstante Varianz σ^2 besitzen. Daraus folgt für die Zielgröße y ,

$$\mathbb{E}(y_i) = f(z_i); \quad \mathbb{V}(y_i) = \sigma^2 \quad (2.2)$$

so dass mithilfe der Funktion f der Erwartungswert von y modelliert wird.

2.1.1 Polynom-Splines

In diesem Abschnitt werden die *Polynom-Splines* oder auch *Regressions-Splines* eingeführt, die auf der Basis von Polynomen modelliert werden. Eine gute Anpassung der Funktion f an die zugrundeliegenden Daten wird erreicht, wenn die Glattheitsanforderung erfüllt ist. Bei der Anwendung von *Polynom-Splines* werden, auf Grundlage einer bestimmten Knotenmenge $\kappa_1, \dots, \kappa_q$, stückweise Polynome vom Grad l modelliert. Um sicherzustellen, dass die Polynomstücke glatt zusammengesetzt werden können, muss die Funktion f an den Intervallgrenzen $(l - 1)$ -mal stetig differenzierbar sein. Neben dem Splinegrad l ist die Anzahl der Knoten der entscheidende Faktor bzgl. der Rauheit der Funktion. Eine kleine Anzahl an Knoten resultiert in einer glatten Funktionsschätzung, allerdings kann dadurch der Zusammenhang der Kovariablen auf die Zielvariable eventuell nur ungenau beschrieben werden. Bei einer großen Knotenanzahl ist die Schätzung der Funktion flexibler, potentiell kann es allerdings zu Overfitting kommen. Auf diese Fragestellung der Glättungsparameterwahl wird in Abschnitt 2.1.3 noch spezifischer eingegangen.

Es gibt zahlreiche verschiedene Möglichkeiten zur Darstellung von Polynom-Splines. Die beiden bekanntesten sind

- trunkierte Potenzen TP (Truncated Power Series)
- B-Splines (Basic-Splines).

Ich werde mich in dieser Arbeit auf die B-Splines beschränken. Die Polynom-Splines auf Basis der trunkierten Potenzen sind zwar etwas leichter verständlich, allerdings sind die B-Splines insbesondere aus numerischer Sicht zu bevorzugen, da ihre Basisfunktionen nach oben beschränkt sind. Außerdem ist die B-Spline-Basis lokal definiert und nur über ein durch benachbarte Knoten gebildetes Intervall positiv (Green u. Silverman, 1993).

B-Splines

Eine Möglichkeit, die Funktion f sinnvoll und flexibel zu modellieren, sind - wie schon angedeutet - die Darstellung von Polynom-Splines mittels *Basic-Spline*- oder *B-Spline*-Basisfunktionen. Bei der Konstruktion der Funktion $f(z)$ mithilfe der B-Spline-Basis spielt ebenfalls die Glattheitsbedingung an die Funktion eine wichtige Rolle. Polynomstücke eines gewünschten Grades werden an den Knoten ausreichend glatt zusammengesetzt. Die B-Spline-Basis besteht aus $(l + 1)$ Polynomstücken vom Grad l , die $(l - 1)$ -mal stetig differenzierbar zusammengesetzt werden. Die Funktion $f(z)$ ergibt sich als Linearkombinationen der Basisfunktionen:

$$f(z) = \sum_{j=1}^d \gamma_j B_j(z). \quad (2.3)$$

Für B-Splines vom Grad $l = 0$ ergibt sich unmittelbar die Definition

$$B_j^0(z) = \mathbb{1}_{[\kappa_j, \kappa_{j+1})}(z) = \begin{cases} 1 & \kappa_j \leq z \leq \kappa_{j+1}, \\ 0 & \text{sonst}, \end{cases} \quad j = 1, \dots, d-1. \quad (2.4)$$

Für B-Splines mit Grad $l < 0$ lassen sich analoge Darstellungen aus stückweise zusammengesetzten Polynomen konstruieren. Die Anzahl der notwendigen Basisfunktionen $d = q + l - 1$ setzt sich zusammen aus der Anzahl der Knoten q und dem gewünschten Splinegrad l der Polynomstücke.

Daraus lässt sich die Designmatrix \mathbf{Z} motivieren

$$\mathbf{Z} = \begin{pmatrix} B_1^l(z_1) & \dots & B_d^l(z_1) \\ \vdots & & \vdots \\ B_1^l(z_n) & \dots & B_d^l(z_n) \end{pmatrix}. \quad (2.5)$$

Mittels dieser Darstellung kann die zugrundeliegende Struktur alternativ auch beschrieben werden durch

$$y_i = \gamma z_i + \epsilon_i \quad \text{mit } \gamma = \begin{pmatrix} \gamma_1 \\ \vdots \\ \gamma_d \end{pmatrix} \text{ und } z_i = (B_1(z_i) \cdots B_d(z_i)). \quad (2.6)$$

Es handelt sich dabei um ein klassisches lineares Modell in dem Parametervektor γ . Der übliche Schätzer für γ ist der Kleinste-Quadrate-Schätzer $\hat{\gamma}$.

In Abbildung 1 ist die Schätzung eines nichtparametrischen Effekts anhand eines simulierten Datenbeispiels schematisch dargestellt. (a) zeigt eine vollständige B-Spline-Basis zum Grad $l = 3$. Mittels des KQ-Schätzers $\hat{\gamma}$ werden die Basisfunktionen entsprechend skaliert (b). Die letztendlich resultierende Schätzung erhält man durch die Summe aller skalierten Basisfunktionen (c).

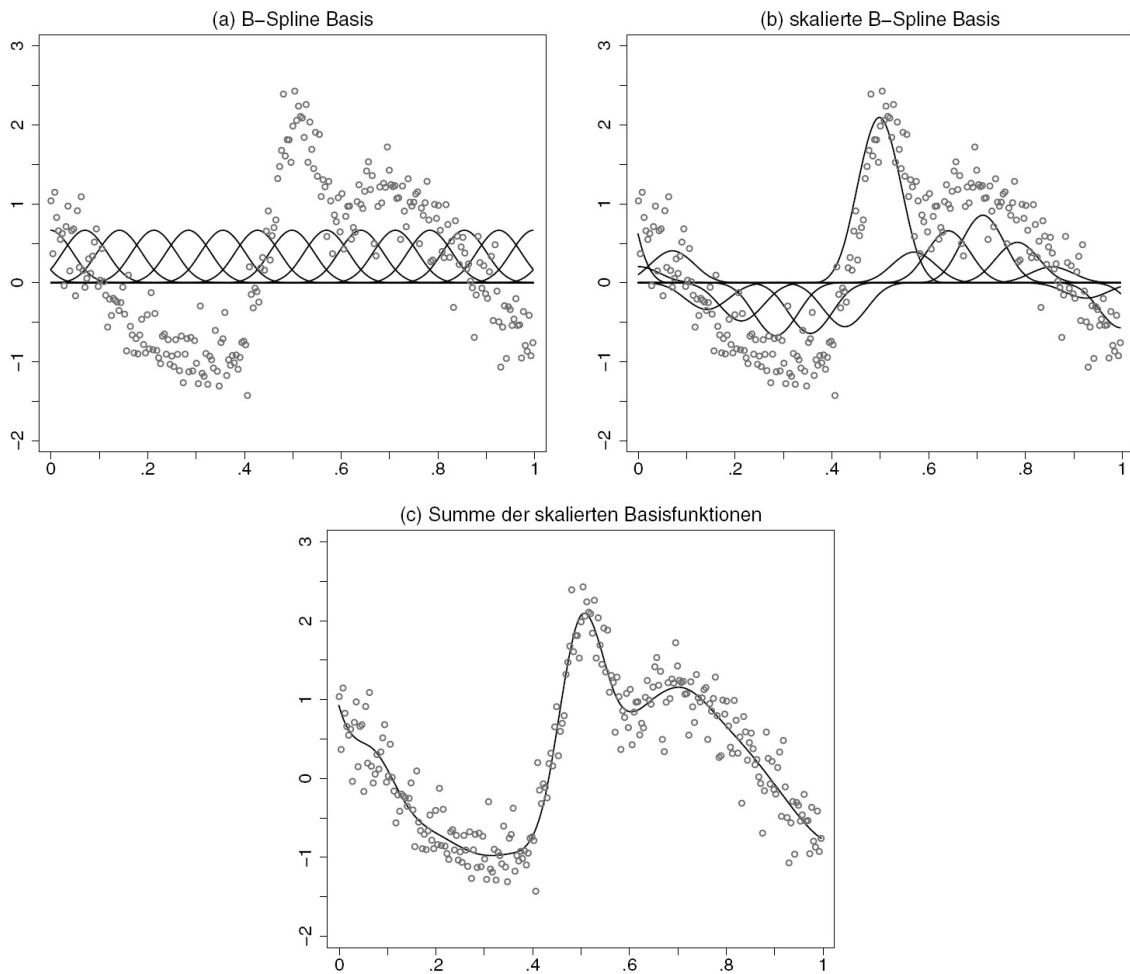


Abbildung 1: Schematische Darstellung eines nichtparametrischen Effekts mit B-Splines (vgl. Fahrmeir u. a. (2007, S. 307))

Wie bereits erwähnt sind die B-Spline-Basisfunktionen lokal beschränkt, da sie nur in einem von $l + 2$ Knoten gebildeten Bereich positiv sind. Eine weitere Eigenschaft der Basisfunktionen ist, dass jede Basisfunktion mit genau $2l$ benachbarten Basisfunktionen überlappt. Für die Wahl von äquidistanten Knoten besitzen alle

Basisfunktionen die gleiche Form und sind lediglich entlang der z -Achse verschoben. Bei quantilbasierten Knoten ist diese Aussage allerdings nicht zutreffend.

2.1.2 Penalisierte Splines (P-Splines)

Bei den Polynom-Splines wurde bereits aufgezeigt, dass die Güte der Anpassung der Zielfunktion $f(z)$ an die Daten entscheidend von der Anzahl der gewählten Knoten abhängt. Allerdings kann es bei der Wahl von zu vielen Knoten zu Overfitting kommen. Mit dem bekannten Ansatz der sogenannten *penalisierten Splines* bzw. *P-Splines* lässt sich dieses Problem in den Griff kriegen. Dabei wird für die Funktionsschätzung eine große Anzahl an Knoten gewählt, um sicherzustellen, dass die Funktion flexibel genug ist auch uneinheitliche Funktionsverläufe modellieren zu können. Dazu wird noch ein Strafterm eingeführt, der eine zu variable bzw. unruhige Funktionsschätzung mithilfe eines *Glättungsparameters* λ bestraft.

Um die Glattheit einer Funktion bewerten zu können, eignet sich dafür v.a. die quadrierte zweite Ableitung dieser Funktion. Die 2. Ableitung stellt ein Maß für die Krümmung der Funktion dar. Demzufolge nimmt die Rauheit der Funktion zu, je stärker die Funktion gekrümmt ist. Für B-Splines eignet sich als Penalisierungsansatz der Term der Form

$$\lambda \int (f''(z))^2 dz, \quad (2.7)$$

um eine zu große Variabilität der Funktionsschätzung zu bestrafen. Bei gleichabständigen Knoten lässt sich der Strafterm der Differenzen besonders leicht ausdrücken. Um die 2. Ableitungen zu approximieren werden in der Praxis häufig die 2. Differenzen der Parameter γ_j verwendet. Generell erhält der Strafterm bei einem kleinen Glättungsparameter $\lambda \rightarrow 0$, nur ein sehr geringes Gewicht, so dass sich für γ eine nahe am KQ-Schätzer gelegene Schätzung ergibt. Andernfalls für $\lambda \rightarrow \infty$ ist der Penalisierungsterm der dominierende Faktor für die Schätzung. In diesem Fall erhält man für die Funktion $f(z)$ eine annähernd lineare Schätzung. Für $\lambda \rightarrow \infty$ ergibt sich eine freie Wahl des Splinegrades und des Grades des nicht penalisierten Polynoms. Dies ist ein weiteres Argument für die P-Splines auf B-Spline-Basis.

2.1.3 Zyklische Splines

Es kommt häufig vor, dass eine Glättungsfunktion „zyklisch“ ist, das heißt, dass die Funktion dieselben Werte und ersten Ableitungen an ihrer oberen und unteren Grenze besitzt. In dem, in dieser Arbeit verwendeten Modell (5.1) wurden als Basisfunktionen zyklische P-Splines auf Wochenbasis benutzt, um eine glatte Schätzung der Funktion zu erhalten. Es wäre beispielsweise für eine Glättungsfunktion über die Zeit einer Woche ungeeignet, dass sich die Werte am Ende einer Woche unzusammenhängend zu den Werten am Anfang einer Woche zeigen. Als Bedingung für zyklische Splines muss gelten, dass der Spline für die zweiten Ableitungen an jedem Knoten zusammenhängend sein muss und die Funktionswerte $f(z_1)$ und $f(z_k)$ übereinstimmen müssen (Wood, 2006). Ein zyklischer Spline lässt sich darstellen als

$$f(z) = \sum_{j=1}^{k-1} b_j(z)\beta_j, \quad (2.8)$$

wobei $b_i(z)$ die i -te Basisfunktion eines zyklischen Splines beschreibt und der Vektor $\beta^T = (\beta_1, \dots, \beta_{k-1})$ mit der Eigenschaft $\beta_1 = \beta_k$ definiert ist. Die skalierten Basisfunktionen $b_i(z)$ werden mit ihren zugehörigen Koeffizienten β_j multipliziert und ergeben summiert die Glättungskurve. Als Penalisierungsansatz für zyklische Splines ergibt sich

$$\lambda \int (f''(z))^2 dz = \lambda \beta^T \mathbf{P} \beta, \quad (2.9)$$

wobei die Matrix \mathbf{P} die Strafmatrix zur Basis darstellt.

2.1.4 Bias-Varianz Trade-off und Glättungsparameterwahl

Bei der glatten Approximation einer unbekannten Funktion f kommt es zu einem fundamentalen Trade-off zwischen dem Bias und der Varianz. Es besteht ein Konflikt zwischen der Glattheit der Zielfunktion und der Anpassung an die Daten. Wählt man bei den Polynom-Splines eine niedrige Anzahl an Knoten, erhält man somit auch nur wenige Basisfunktionen, so dass als Resultat eine glatte Funktion geschätzt wird. Allerdings ist in diesem Fall die Verzerrung groß, da die geschätzten Werte weiter von den tatsächlich beobachteten y -Werten abweichen. Werden viele Knoten gewählt, ist die Modellierung komplexer und das Modell passt sich flexibel den Daten an, was einen kleinen Bias zur Folge hat. Dies erfolgt jedoch unter Inkaufnahme einer großen Varianz.

Gesucht ist demzufolge der bestmögliche Kompromiss zwischen Verzerrung und Varianz des Schätzers. Dabei ist die Wahl des Glättungsparameters λ ausschlaggebend, um eine optimale Schätzung in der Streudiagrammglättung zu erhalten. Als mögliche Lösung dieses Problems kann man an den mittleren quadratischen Fehler (MSE) denken, da dieser einen Kompromiss zwischen Bias und Varianz darstellt. Jedoch wird der MSE in der Praxis nicht verwendet, da er im Allgemeinen von der wahren Funktion $f(z)$ abhängt. Allerdings bildet dieses Vorgehen die Basis der Wahl eines optimalen Glättungsparameters, das auf einer Approximation der quadratischen Abweichungen in der Grundgesamtheit beruht. Als Möglichkeiten der Glättungsparameterwahl basierend auf Optimalitätskriterien soll an dieser Stelle das *Kreuzvalidierungskriterium* und das *Akaike Informationskriterium* (AIC) erwähnt werden.

Beim Kreuzvalidierungskriterium wird ein Schätzer $\hat{f}(z)$ als gut angesehen je kleiner die quadratische Abweichung von Fit und wahren Wert $(y - \hat{f}(z))^2$ für eine neue Beobachtung y am Punkt z ist. Da normalerweise keine solchen neuen Beobachtungen zur Verfügung stehen, werden diese erzeugt, indem ein Teil der Daten bei der Schätzung nicht berücksichtigt wird. Bei der „leave-one-out“ Kreuzvalidierung wird jeweils eine der Beobachtungen aus den Daten nicht berücksichtigt und die Schätzung für den Glättungsparameter basierend auf den verbleibenden $n - 1$ Beobachtungen durchgeführt, um den Funktionswert $f(z_i)$ für die nicht berücksichtigte Beobachtung vorhersagen zu können. Im Folgenden soll mit $\hat{f}^{(-i)}(z)$ die Schätzung der Funktion, die sich ohne die Beobachtung (z_i, y_i) ergibt, bezeichnet werden. Die Güte der Anpassung wird basierend auf dem quadratischen Abstand von Schätzung und tatsächlicher Beobachtung berechnet. Daraus ergibt sich das Kreuzvalidierungskriterium in folgender Form:

$$CV(\lambda) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left(y_i - \hat{f}^{(-i)}(z_i; \lambda) \right)^2. \quad (2.10)$$

Die Wahl des optimalen Glättungsparameters für die Funktionsschätzung erhält man, indem man das Kreuzvalidierungskriterium minimiert. Ein Problem bei diesem Kriterium ist allerdings, dass n separate Schätzungen der Funktion durchgeführt werden müssen, was sich bei großen Datenmengen als sehr aufwändig erweist. Bei Penalisierungsansätzen lässt sich jedoch zeigen, dass sich $\hat{f}^{(-i)}(z)$ bestimmen lässt, ohne die zugehörige Schätzung durchzuführen. Mithilfe der i -ten Diagonalelemente s_{ii} der Glättungsmatrix $\mathbf{S} = \mathbf{X}(\mathbf{X}^T \mathbf{X}) \mathbf{X}^T$ kann das Kreuzvalidierungskriterium

allerdings in einer effizienteren Form dargestellt werden:

$$CV(\lambda) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left(\frac{y_i - \hat{f}^{(-i)}(z_i)}{1 - s_{ii}} \right)^2. \quad (2.11)$$

Da die Berechnung der Diagonalelemente der Glättungsmatrix bei großen Datensätzen allerdings immer noch rechnerisch aufwändig ist, wird häufig die *Generalisierte Kreuzvalidierung*

$$GCV(\lambda) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left(\frac{y_i - \hat{f}^{(-i)}(z_i)}{1 - sp(\mathbf{S})/n} \right)^2. \quad (2.12)$$

verwendet. Dabei werden die einzelnen Diagonalelemente der Glättungsmatrix durch ihren Mittelwert $sp(\mathbf{S})/n$ ersetzt. Die Spur der Glättungsmatrix kann somit durch die Summe der Diagonalelemente bestimmt werden. Außerdem lassen sich mithilfe der Spur der Glättungsmatrix \mathbf{S} die Anzahl der effektiven Parameter im Modell bestimmen.

2.2 (Generalisierte) Additive Modelle

Bei *additiven Modellen* wird, wie in linearen Modellen, einerseits der Einfluss von Kovariablen durch den linearen Prädiktor erklärt. Andererseits wird der Einfluss anderer Kovariablen durch eine komplexe, funktionale Form auf die Zielvariable modelliert. Der Begriff des additiven Modells erwächst daraus, dass das Modell additiv in den Effekten der metrischen Kovariablen ist. Dabei wird unterstellt, dass die Schätzung von höherdimensionalen Funktionen schwierig ist und einen sehr großen Stichprobenumfang erfordert, um dem Fluch der Dimension entgegenzuwirken. Der Fluch der Dimensionen bezeichnet in diesem Zusammenhang höherdimensionale Glättungsprobleme, bei denen eine sehr große Anzahl an Parameter zu schätzen ist. Aufgrund dessen werden in der Praxis nur selten 3-dimensionale Oberflächen oder höher betrachtet. Stattdessen wird eine besondere, additive Struktur

$$f_1(z_{i1}) + \dots + f_q(z_{iq}) \quad (2.13)$$

an die Funktion $f(z_1, \dots, z_q)$ unterstellt.

Im Folgenden wird dieser Spezialfall, das additive Modell

$$y_i = \sum_{j=1}^q f_j(z_{ij}) + \epsilon_i = f_1(z_{i1}) + \dots + f_q(z_{iq}) + \epsilon_i \quad (2.14)$$

ohne linearen Prädiktor η_i^{lin} betrachtet. Für die Störterme ϵ_i gelten weiterhin die Annahmen wie im einfachen linearen Regressionsmodell, d.h. sie sind u.i.v. mit $\mathbb{E}(\epsilon_i) = 0$ und $\mathbb{V}(\epsilon_i) = \sigma^2$. Für die nichtparametrische Modellierung der Funktionen $f_j(z_j)$ können verschiedene Basisfunktionsansätze herangezogen werden, wobei jede Funktion f_j durch

$$f_j(z_j) = \sum_{l=1}^{d_j} \gamma_{jl} B_l(z_j) \quad (2.15)$$

approximiert wird. Bei der Wahl von B-Splines als Basis kann für jede Funktion eine andere Anzahl an Knoten bestimmt werden, sowie ein anderer Grad der Basisfunktionen. Alle Basisfunktionen müssen dabei wieder entsprechend der Kriterien penalisiert werden, um eine zu raue Funktionsdarstellung zu verhindern.

Mittels des linearen Prädiktors $\eta_i^{lin} = \beta_0 + \beta_1 x_{i1} + \dots + \beta_k x_{ik}$ lässt sich das additive Modell (2.14) zum Standardmodell der additiven Regression erweitern:

$$y_i = \underbrace{f_1(z_{i1}) + \dots + f_q(z_{iq})}_{\text{nichtparametrische Effekte}} + \underbrace{\beta_0 + \beta_1 x_{i1} + \dots + \beta_k x_{ik}}_{\text{parametrische Effekte}} + \epsilon_i. \quad (2.16)$$

Im ersten Teil der Gleichung sind die nichtlinearen Effekte der metrischen Kovariablen zusammengefasst, die additiv zusammenwirken. Die glatten Funktionen f_1, \dots, f_q stellen die (Haupt-)Effekte der metrischen Kovariablen z_1, \dots, z_q dar. Der zweite Teil umfasst dabei die linearen Effekte, wobei die Kovariablen x_1, \dots, x_k kategorial oder auch metrisch sein können. Das Modell (2.16) ist eine Erweiterung des Spezialfalls des additiven Modells (2.14) durch den linearen Prädiktor η_i^{lin} und wird auch als *semiparametrisches* Modell bezeichnet.

Bei additiven Modellen geschieht die Interpretation der geschätzten Modelle am einfachsten durch Visualisierung, jeweils unter der Bedingung, dass alle anderen Kovariableneffekte gleich bleiben. Diese Form der Interpretierbarkeit hat das additive Modell mit dem klassischen Regressionsmodell gemeinsam.

Um Wechselwirkungen zwischen Kovariablen zu beachten, lässt sich das additive

Haupteffektmodell (2.16) durch Interaktionsterme erweitern. In den meisten Fällen werden dabei nur Interaktionen zwischen zwei Kovariablen betrachtet. Es können hierbei sowohl Interaktionen zwischen zwei metrischen oder zwei kategorialen Variablen, als auch Interaktionen zwischen einer metrischen und einer kategorialen Variable modelliert werden. Für eine Interaktion mit metrischen Kovariablen geschieht dies durch additive Einbeziehung einer glatten Funktion. In dem, in dieser Arbeit verwendeten Modell (5.1) werden Interaktionen allerdings nicht mit aufgenommen.

2.3 Autokorrelation

Um auch heteroskedastische oder korrelierte Störgrößen im Modell zuzulassen, muss das klassische lineare Modell $y = \mathbf{X}\beta + \epsilon$ mit unkorrelierten und homoskedastischen Störgrößen, d.h. $\text{Cov}(\epsilon) = \sigma^2 \mathbf{I}$ durch die allgemeinere Annahme $\text{Cov}(\epsilon) = \sigma^2 \mathbf{W}$ ersetzt werden. Daraus ergibt sich das *allgemeine lineare Regressionsmodell*

$$y = \mathbf{X}\beta + \epsilon \tag{2.17}$$

genau dann, wenn folgende Annahmen gelten:

1. $\mathbb{E}(\epsilon) = 0$.
2. $\text{Cov}(\epsilon) = \mathbb{E}(\epsilon\epsilon') = \sigma^2 \mathbf{W}$, mit bekannter positiv definiter Matrix \mathbf{W} .
3. Die Designmatrix \mathbf{X} besitzt vollen Spaltenrang, d.h. $\text{rg}(\mathbf{X}) = p$.

Eine Möglichkeit bessere Schätzer im allgemeinen linearen Modell zu erhalten, wenn die Matrix \mathbf{W} nicht bekannt ist, bieten Inferenztechniken mit autokorrelierten Störgrößen. Ist es nicht möglich, eine Korrelation durch nichtlineare Modellierung metrischer Kovariablen oder durch Aufnahme nicht berücksichtigter Variablen zu beseitigen, können Schätzverfahren für Modelle mit autokorrelierten Störtermen herangezogen werden.

Die Annahme unkorrelierter Störgrößen ist vor allem bei Zeitreihen sowie bei Panel- oder Longitudinaldaten nicht realistisch. Autokorrelation liegt bei einer Korrelation der Störterme im Zeitablauf vor. Bei Fehlspezifikation des Modells treten in vielen Fällen autokorrelierte Störungen auf. Ein möglicher Grund der Fehlspezifikation ist, dass der Einfluss einer erklärenden Variable nicht korrekt in das Modell aufgenommen wurde. Sehr häufig treten autokorrelierte Störungen bei der Zeitreihenanalyse auf. Oft können nicht alle relevanten erklärenden Variablen in das Modell

aufgenommen werden, weil sie nicht beobachtbar sind. Falls diese nicht berücksichtigten Kovariablen einen zeitlichen Trend oder saisonale Schwankungen aufweisen, werden korrelierte Fehler hervorgerufen.

In vielen Fällen wird in der Praxis mit einer *Autokorrelation erster Ordnung* modelliert. Dabei wird angenommen, dass die Störterme einem autoregressiven Prozess erster Ordnung (AR(1)) folgen.

Es besteht hierbei die lineare Beziehung

$$\epsilon_i = \rho\epsilon_{i-1} + u_i \quad (2.18)$$

zwischen den Störungen ϵ_i zum Zeitpunkt i und den Störungen ϵ_{i-1} der Vorperiode mit $-1 \leq \rho \leq 1$. Wobei für die u_i die Annahmen

1. $\mathbb{E}(u_i) = 0$.
2. $\mathbb{V}(u_i) = \mathbb{E}(u_i^2) = \sigma_u^2, \quad i = 1, \dots, n$
3. $\text{Cov}(u_i, u_j) = \mathbb{E}(u_i, u_j) = 0, \quad i \neq j$

getroffen werden. Es wird angenommen, dass der Vorgang bereits weit in der Vergangenheit begonnen hat. Daraus kann man ein spezielles lineares Modell mit $\mathbb{E}(\epsilon) = 0$ und folgender Kovarianzmatrix

$$\text{Cov}(\epsilon) = \sigma^2 \mathbf{W} = \frac{\sigma_u^2}{1 - \rho^2} \begin{pmatrix} 1 & \rho & \rho^2 & \dots & \rho^{n-1} \\ \rho & 1 & \rho & \dots & \rho^{n-2} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ \rho^{n-1} & \rho^{n-2} & \rho^{n-3} & \dots & 1 \end{pmatrix} \quad (2.19)$$

herleiten. Mithilfe dieser Korrelationsmatrix lassen sich die Korrelationskoeffizienten zwischen den Störungen ϵ_i und den um j Perioden verzögerten Störtermen ϵ_{i-j} berechnen. Damit lässt sich die Autokorrelationsfunktion darstellen als

$$ACF(j) = \frac{\text{Cov}(\epsilon_i, \epsilon_{i-j})}{\mathbb{V}(\epsilon_j)} = \rho^j \quad \text{mit } j = 0, 1, 2, \dots \quad (2.20)$$

Positive Autokorrelation bedeutet, dass nach einer positiven Störung tendenziell wieder eine positive Störung folgt. Bei negativ korrelierten Störungen folgen auf positive Störungen tendenziell negative Störungen, d.h. die Störungen wechseln häufig das Vorzeichen.

Kennzeichnend für die Autokorrelation erster Ordnung ist eine langsame Abschwächung der Stärke der Korrelation zwischen den Störgrößen ϵ_i und den verzögerten Störungen. Mithilfe sogenannter Korrelogramme lässt sich die Autokorrelation für unterschiedliche Werte von ρ grafisch darstellen. Falls ρ negativ ist, nimmt die Korrelation mit wechselndem Vorzeichen ab. Bei positivem ρ nimmt die Korrelation geometrisch mit der Verzögerung ab.

Da es im Allgemeinen bekannt ist, dass die Störterme der Modellierung bei Feinstaubdaten im zeitlichen Verlauf stark autokorreliert sind, ist es nicht notwendig eine Diagnose durchzuführen.

3 Datenüberblick

In diesem Kapitel wird ein Überblick über die Datenlage gegeben. Zuerst wird die Lage und Auswahl der verwendeten Messstationen in Berlin beschrieben. Daraufhin wird der Erhebungszeitpunkt der Messdaten abgesteckt und die Regulierungen innerhalb der Umweltzone dargestellt.

3.1 Lage und Auswahl der Messstationen

Alle Erhebungen für diese Studie wurden in Berlin durchgeführt. Die Einwohnerzahl der deutschen Hauptstadt beläuft sich im Jahr 2012 auf schätzungsweise 3.38 Millionen auf einer Gesamtfläche von 891.7 km² (Statistik-Berlin-Brandenburg, 2012a). Ungefähr 1.1 Millionen Einwohner leben in der Umweltzone auf einer Fläche von 88 km², die durch den inneren S-Bahnring begrenzt ist (Berliner Umweltzone, 2013). Im Jahr 2012 waren in Berlin ca. 1.3 Millionen Kraftfahrzeuge registriert (Statistik-Berlin-Brandenburg, 2012b).

Abb. 2 zeigt die Lage der Messstationen, auf deren Daten die Analyse beruht. Es wurden zwei Verkehrsmessstationen ausgewählt und eine Hintergrundstation, die als Referenzstation zu den anderen beiden dient. Der Messcontainer in der Schildhornstraße befindet sich in einem Wohngebiet im Innenstadtbereich in Berlin Steglitz-Zehlendorf, in dem ein hohes Verkehrsaufkommen vorherrscht. Dieser Messcontainer befindet sich außerhalb der Berliner Umweltzone. Die Messstation Frankfurter Allee steht in Berlin Friedrichshain-Kreuzberg an einer vielbefahrenen Hauptstraße im städtischen Gebiet innerhalb der Umweltzone. Als Hintergrundstation dient die Station in der Nansenstraße in Berlin Neukölln innerhalb der Umweltzone, die in einem Wohngebiet mit mittlerem Verkehrsaufkommen liegt.

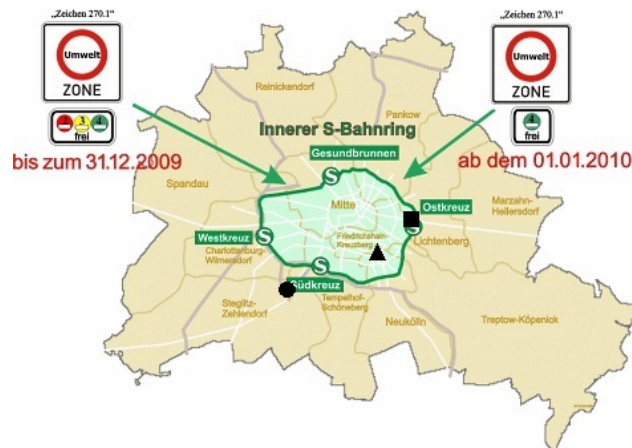


Abbildung 2: Lage der Messstationen in Berlin: Schildhornstr. (●), Frankfurter Allee (■), Nansenstr. (▲).

In der Schildhornstraße wurden im Jahr 2008 die höchsten absoluten Fahrzeugzahlen mit ca. 35000 Fahrzeugen pro Tag und in der Frankfurter Allee mit ca. 50000 Fahrzeugen pro Tag registriert (Lutz u. Raurterberg-Wulff, 2009).

Die an einer Messstation gemessene PM_{10} -Konzentration stammt nicht allein von den dort vorbeifahrenden Fahrzeugen, sondern ist die Summe aller Schadstoffbeiträge, die in der Atmosphäre aus den verschiedensten Quellen bis zur Messstation transportiert werden. Die PM_{10} -Messwerte setzen sich zusammen aus der Vorbelastung der Luft, die nach Berlin hineinströmt, dem Beitrag des städtischen Hintergrunds ausgenommen des Ausstoßes des lokalen Verkehrs und dem lokalen Verkehrsbeitrag an der betrachteten Verkehrsstation. Dieser lokale Verkehrsbeitrag ergibt sich aus der Differenz zwischen den PM_{10} -Messwerten der Verkehrsmessstation und einer repräsentativen städtischen Hintergrundstation (Lutz u. Raurterberg-Wulff, 2011).

Alle drei Messstationen sind Teil des Berliner Luftgüte-Messnetz (BLUME), das seit 1975 die Luftverunreinigung Berlins misst (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, 2013). Die Auswahl genau dieser drei Messstationen für die statistische Analyse wurde von den zuständigen Experten in Berlin vorgeschlagen.

3.2 Erhebungszeitraum

Die Berliner Umweltzone wurde am 1. Januar 2008 eingeführt. Seitdem ist es Fahrzeugen der Schadstoffgruppe 1 (Euro 1) oder Fahrzeugen ohne Plakette nicht mehr erlaubt, in die Umweltzone einzufahren. Wie in Abb. 2 zu erkennen ist, sind nur Fahrzeuge der Schadstoffgruppe 2 - 4 mit roter, gelber oder grüner Plakette erlaubt.

Diese erste Stufe der Umweltzone wird im Folgenden als Stufe 1 bezeichnet.

Als weitere Maßnahme sind seit 1. Januar 2010 nur noch Fahrzeuge mit grüner Plakette befugt, in der Umweltzone zu fahren. Diese strengere Regulierung wird als Stufe 2 bezeichnet. Für weiterführende Informationen bzgl. der Umweltzonen in Deutschland und der Euro-Schadstoffnorm möchte ich auf die Quelle vom Umweltbundesamt (2013c) verweisen.

Als Grundlage für die folgende statistische Auswertung dienen stündliche Messwerte der PM_{10} -Belastung, die in dem Zeitraum vom 1. Januar 2004 bis 31. Dezember 2012 erhoben wurden. In der Analyse wurden die gemessenen PM_{10} -Werte vor der Einführung der Umweltzone mit den PM_{10} -Konzentrationen nach Einführung verglichen. Dabei wurde zwischen den beiden verschiedenen Stufen der Umweltzone unterschieden. Die PM_{10} -Werte am 1. Januar jeden Jahres wurden dabei immer ausgenommen, da die PM_{10} -Konzentrationen an Neujahr in Großstädten $1000 \mu g/m^3$ übersteigen können (Umweltbundesamt, 2013b).

3.3 Variablenüberblick

In diesem Abschnitt möchte ich kurz die Variablen vorstellen, die für die Auswertung der Feinstaubdaten verwendet wurden. Tabelle 1 zeigt die Variablen im Überblick.

Deterministische Variablen	Feinstaubvariablen	Meteorologische Variablen
Datum	PM_{10} (Schildhornstr.)	Jahreszeit
Wochentag	PM_{10} (Frankfurter Allee)	Jahreszeit und Umweltzone
Feiertag	PM_{10} (Nansenstr.)	Windrichtung
Stunde des Tages		
Stunde der Woche		
Umweltzone (UZ)		

Tabelle 1: Überblick der verwendeten Variablen aufgeteilt nach Art der Variablen.

Die Variablen wurden in deterministische-, Feinstaub- und meteorologische Variablen aufgeteilt. Als deterministische Variablen wurden der *Wochentag* und die *Feiertage* des Jahres verwendet. Das Verkehrsaufkommen unter der Woche unterscheidet sich vom Verkehrsaufkommen am Wochenende oder an Feiertagen, so dass es sinnvoll ist, diese Variablen zu betrachten. Mithilfe der *Stunde des Tages* lassen sich Tagesverläufe der Feinstaubbelastung darstellen. Die *Stunde der Woche* wird benö-

tigt, um im Modell Glättungssplines über eine ganze Woche hinweg zu modellieren. Die Variable *Umweltzone* (UZ) gibt an, ob die Umweltzone noch nicht implementiert wurde (keine UZ) oder ob es sich um (Stufe 1) oder (Stufe 2) der Umweltzone handelt.

Als Feinstaubvariablen wurden die stündlichen PM_{10} -Werte der Messcontainer benutzt (PM_{10} (*Messstation*)).

Bei den meteorologischen Variablen wird bei der *Jahreszeit* zwischen Sommer (April - September) und Winter (Oktober - März) unterschieden. In der Variable *Jahreszeit und Umweltzone* wird sowohl die Jahreszeit als auch die Stufe der Umweltzone festgehalten. Die *Windrichtung* gibt an, aus welcher Richtung der Wind an die Messstation bläst.

4 Deskriptive Analyse

Dieses Kapitel dient dazu, einen deskriptiven Überblick über die Daten zu geben. Abb. 3 gibt einen Überblick über die PM_{10} -Werte der einzelnen Messstationen im Zeitverlauf. Dabei werden die wöchentlichen Mittelwerte der PM_{10} -Konzentrationen an den beiden Verkehrsmessstationen (Schildhornstr. und Frankfurter Allee) und der Referenzstation (Nansenstr.) gezeigt.

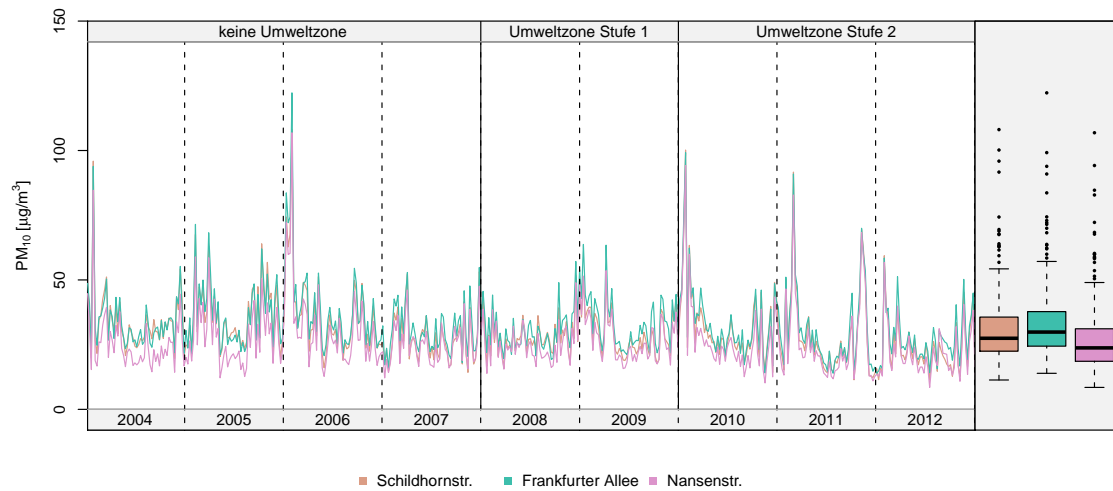


Abbildung 3: Zeitreihe wöchentlicher Mittelwerte der PM_{10} -Konzentration an den Messstationen

Um den Verlauf des PM_{10} -Niveaus zu charakterisieren, wurden aus Gründen der Übersichtlichkeit wöchentliche Mittelwerte gewählt, um unnötige Punktsprünge zu vermeiden. Man kann erkennen, dass die PM_{10} -Konzentrationen in der Mitte jeden Jahres im Sommer niedriger waren als im Winter. Außerdem sind in einigen Jahren (insbesondere 2004, 2006, 2010, 2011) stark erhöhte PM_{10} -Werte in den Monaten Januar bis Februar gemessen worden. Diese erhöhten Werte zu Beginn eines Jahres wurden auch in der Münchner Studie (Fensterer u. a., 2013) festgestellt. Der starke PM_{10} -Anstieg zu Jahresbeginn kann in den Jahren 2006 und 2010 durch meteorologische Extremwerte erklärt werden. Sehr kalte Winter mit einem hohen Heizbedarf, Winde aus östlicher Richtung mit hoch vorbelasteter Luft und niedrige Windgeschwindigkeiten sind die Ursachen für die extremen PM_{10} -Werte in diesen Jahren (Lutz u. Raurterberg-Wulff, 2011).

Die Mittelwerte der PM₁₀-Konzentrationen - aufgeteilt nach Stufe der Umweltzone - sind in Tabelle 2 dargestellt. Hierbei muss beachtet werden, dass es sich bei den PM₁₀-Messwerten um eine unkorrigierte Schätzung handelt, d.h. die unterschiedlichen Einflussfaktoren auf die Feinstaubbelastung sind hier noch nicht adjustiert worden.

Messstation	Keine UZ		UZ Stufe 1		UZ Stufe 2	
	n	PM ₁₀ mean(SD)	n	PM ₁₀ mean(SD)	n	PM ₁₀ mean(SD)
Schildhornstr.	34060	33.1 (20.5)	17252	28.5 (14.6)	25903	28.0 (20.0)
Frankfurter Allee	34369	35.1 (21.9)	17266	31.9 (17.5)	25874	30.3 (20.6)
Nansenstr.	34557	27.5 (18.8)	17248	26.1 (14.2)	25764	25.0 (19.0)

Tabelle 2: PM₁₀-Mittelwerte der Messstationen aufgeteilt nach Stufe der Umweltzone

An allen drei Messstationen nahm die Belastung an PM₁₀ mit der Implementierung der beiden Stufen der Umweltzone ab. Der Rückgang der PM₁₀-Konzentration, betrachtet über beide Stufen der Umweltzone hinweg, war in der Schildhornstr. (-15.6 %) größer als in der Frankfurter Allee (-13.7 %). Auch an der Hintergrundstation Nansenstr. nahm die Feinstaubkonzentration ab (-9.1 %). Damit liegt die Reduktion der Feinstaubbelastung teilweise sogar über den vom Umweltbundesamt (2013c) prognostizierten Werten von 2 - 12 %. Im Vergleich zu den Münchner Feinstaubdaten (Fensterer u. a., 2013) von 2006 - 2010 ist der Rückgang der PM₁₀-Mittelwerte nach Einführung der Umweltzone an den Berliner Messstationen höher. Allerdings wurde die Analyse in München nur mit der Implementierung der Umweltzone Stufe 1 durchgeführt.

In Tabelle 3 sind die PM₁₀-Mittelwerte der einzelnen Messstationen nach der Stufe der Umweltzone abgebildet. Außerdem wird dabei zwischen Sommer und Winter unterschieden, um die jahreszeitlichen Unterschiede deutlich zu machen. Die prozentualen Unterschiede der mittleren Feinstaubbelastung an den drei Messstationen zwischen Sommer und Winter liegen unabhängig von der Stufe der Umweltzone zwischen 21.2 % und 24.2 %. Im Sommer ist die Wirkung der Einführung der UZ Stufe 2 (gegenüber keine UZ) auf die PM₁₀-Reduktion mit prozentualen Unterschieden von -23.2 % in der Schildhornstr., -20.2 % in der Frankfurter Allee und -17.2 % in der Nansenstr. sehr stark ausgeprägt. Im Winter sind die Effekte nicht so deutlich abgezeichnet mit prozentualen Unterschieden von -9.2 % in der Schildhornstr., -8.1 % in der Frankfurter Allee und -2.9 % an der Referenzstation Nansenstraße.

Messstation	Jahreszeit	Keine UZ		UZ Stufe 1		UZ Stufe 2	
		n	PM ₁₀ mean(SD)	n	PM ₁₀ mean(SD)	n	PM ₁₀ mean(SD)
Schildhornstr.	Sommer	17100	29.7 (14.3)	8679	26.9 (11.5)	13040	22.8 (10.7)
	Winter	16960	36.5 (24.8)	8573	30.1 (17.1)	12863	33.2 (25.2)
Frankfurter Allee	Sommer	17214	31.2 (14.7)	8616	28.8 (13.7)	13099	24.9 (12.4)
	Winter	17155	39.0 (26.7)	8650	34.9 (20.2)	12775	35.9 (25.3)
Nansenstr.	Sommer	17266	24.1 (12.7)	8636	24.1 (11.4)	12827	19.9 (10.3)
	Winter	17291	30.8 (22.9)	8612	28.1 (16.2)	12937	29.9 (23.8)

Tabelle 3: PM₁₀-Mittelwerte der Messstationen aufgeteilt nach Jahreszeit und Stufe der Umweltzone

In der rechten oberen Hälfte von Tabelle 4 ist der Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman für die PM₁₀-Stundenmittelwerte eingetragen. Die linke untere Hälfte der Tabelle zeigt den Koeffizienten für die PM₁₀-Tagesmittelwerte. Die Werte, die in der Tabelle unter den Korrelationskoeffizienten zu sehen sind, stehen jeweils für die Anzahl an paarweisen Vergleichen, für die PM₁₀-Messwerte vorlagen.

	Schildhornstr.	Frankfurter Allee	Nansenstr.
Schildhornstr.	1.00	0.86	0.82
		76047	76150
Frankfurter Allee	0.94	1.00	0.83
	2982		76411
Nansenstr.	0.92	0.93	1.00
	2915	2913	

Tabelle 4: Spermans Korrelationskoeffizient der Tages- bzw. Stundenmittelwerte der PM₁₀-Konzentrationen

Spearman's Korrelationskoeffizient zwischen den Stundenmittelwerten der PM₁₀-Konzentrationen an den drei Messstationen ist mit Werten zwischen 0.82 und 0.86 hoch. Die Korrelationen zwischen den Tagesmittelwerten waren ebenfalls sehr hoch und lagen zwischen 0.92 und 0.94. Außerdem waren die gemessenen PM₁₀-Werte an den Messcontainern sehr stark autokorreliert mit Autokorrelationskoeffizienten zwischen 0.978 und 0.986.

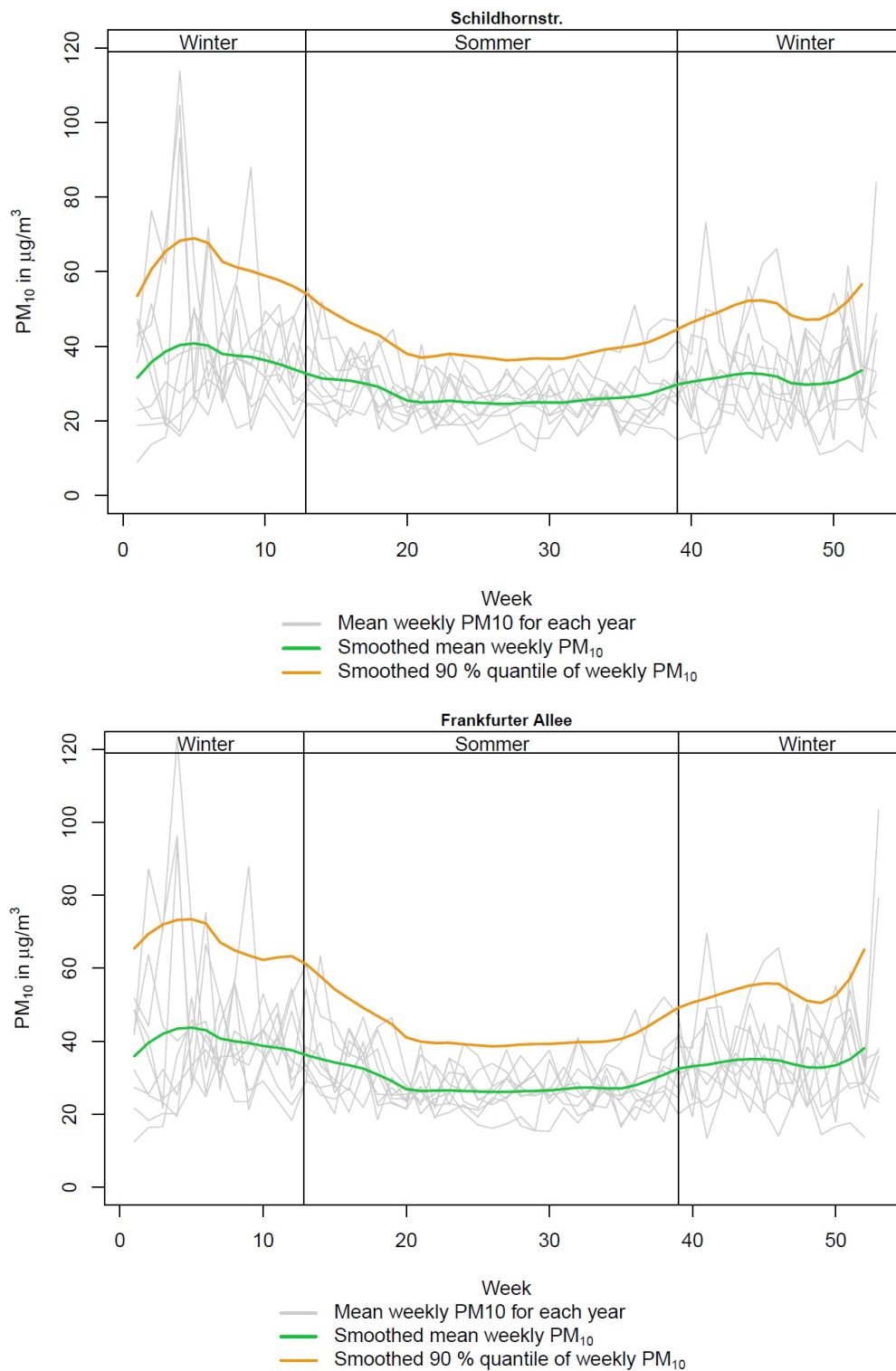


Abbildung 4: Wöchentliche PM-10-Mittelwerte für jedes Jahr an den Messstationen Schildhornstr. und Frankfurter Allee

In Abbildung 4 sind die wöchentlichen Mittelwerte der PM_{10} -Konzentration für die einzelnen Jahre des Erhebungszeitraumes abgetragen. Man kann erkennen, dass die mittlere Feinstaubbelastung an PM_{10} im Sommer geringer ist als im Winter. Wie auch schon in Abbildung 3 zu sehen war, sind vor allem in den ersten zehn Wochen eines Jahres teilweise sehr hohe PM_{10} -Wochenmittelwerte für einige Jahre gemessen worden. Bis auf wenige Ausnahmen im Winter lagen die geglätteten wöchentlichen Mittelwerte der PM_{10} -Belastung unter $40 \mu g/m^3$. An der Messstation Nansenstr. zeichnet sich der grafische Verlauf der Wochenmittelwerte der PM_{10} -Konzentrationen ähnlich ab, allerdings mit niedrigeren wöchentlichen Mittelwerten. Die Grafik für diese Messstation ist im Anhang in Abbildung A.1 zu finden.

5 Beschreibung des Modells

Als Modell für die statistische Analyse wurde ein semiparametrisches Modell mit autoregressiven Störtermen erster Ordnung (AR(1)) benutzt:

$$\begin{aligned}
 \log(PM10_X) = & \beta_0 + \beta_1 \log(PM10_{Ref}) + \beta_{W0} \cdot I_{W0} + \\
 & \beta_{S1} \cdot I_{S1} + \beta_{W1} \cdot I_{W1} + \beta_{S2} \cdot I_{S2} + \beta_{W2} \cdot I_{W2} + \\
 & f_{S0}(Stunde) \cdot I_{S0}(Stunde) + f_{W0}(Stunde) \cdot I_{W0}(Stunde) + \\
 & f_{S1}(Stunde) \cdot I_{S1}(Stunde) + f_{W1}(Stunde) \cdot I_{W1}(Stunde) + \\
 & f_{S2}(Stunde) \cdot I_{S2}(Stunde) + f_{W2}(Stunde) \cdot I_{W2}(Stunde) + \\
 & f_{WR}(Windrichtung) + \beta_3 Feiertag + \epsilon
 \end{aligned} \tag{5.1}$$

Mit diesem Modell lässt sich der Zusammenhang zwischen der Luftverschmutzung durch die PM_{10} -Partikel und der Einführung der verschiedenen Stufen der Umweltzone abschätzen.

Als Zielvariable des Modells wurde die PM_{10} -Konzentration an einer Verkehrsstation verwendet ($PM10_X$). $PM10_{Ref}$ steht für die PM_{10} -Messwerte an der Referenzstation (Nansenstr.). Als Referenzkategorie wurde das Stadium "Sommer keine Umweltzone" gewählt. I_{S0} , I_{S1} , I_{S2} bezeichnen jeweils die Indikatorfunktionen für die Ereignisse "Sommer keine Umweltzone", "Sommer Umweltzone Stufe 1" und "Sommer Umweltzone Stufe 2". Entsprechend bezeichnen die Indikatorfunktionen I_{W0} , I_{W1} , I_{W2} : "Winter keine Umweltzone", "Winter Umweltzone Stufe 1" und "Winter Umweltzone Stufe 2". Um jahreszeitliche Schwankungen in das Modell miteinzubeziehen, wurde die Auswirkung der Einführung der verschiedenen Stufen der Um-

weltzone (0, 1, 2) getrennt für Sommer (S) und Winter (W) analysiert. Spezifische Schwankungen des Tages und der Tageszeit wurden durch einen wochenstündlichen (*Stunde*), mit den Jahreszeiten interagierenden Trend modelliert. Zu diesem Zweck wurden als Basisfunktionen zyklische P-Splines benutzt, um eine glatte Funktionschätzung zu erhalten. Dabei wurde eine maximale Anzahl von $k = 50$ Knoten erlaubt, so dass die Schätzung der Funktion flexibel genug ist, um die tagesabhängigen Verkehrsschwankungen ausreichend gut beschreiben zu können.

Aufgrund der lokal unterschiedlichen Auswirkungen der Windrichtung an den einzelnen Messstationen wurden zyklische penalisierte Splines für eine glatte, nicht-parametrische Schätzung des Effekts der Windrichtung verwendet. Dabei ist sowohl eine Beförderung der Feinstaubpartikel in Richtung der Messstation, als auch eine Verwehung in entgegengesetzte Richtungen möglich. Hierbei wurden die Freiheitsgrade fix auf vier gesetzt.

Es gibt verschiedene Gründe warum die prozentualen Veränderungen des PM_{10} -Niveaus mithilfe des Logarithmus modelliert wurden (Fensterer u. a., 2013). Ein Grund ist die sehr schiefe Verteilung der PM_{10} -Messwerte. Ein anderer Grund für die Benutzung der logarithmischen Transformation ist die Annahme, dass die Maßnahme der Einführung der Umweltzone, die Jahreszeit und die Feiertage eine prozentuale Auswirkung auf die PM_{10} -Konzentration haben.

Da angenommen werden kann, dass sich Feiertage - das Verkehrsaufkommen betreffend - von den regulären Werktagen unterscheiden, wurde ein Indikator für Feiertage an Werktagen mit in das Modell aufgenommen. Das Verkehrsaufkommen bzw. die Verkehrsdichte und die Zusammensetzung der Fahrzeugflotte wurden nicht mit modelliert, da dazu keine Daten zur Verfügung standen.

Um tagesspezifische Auswirkungen zu untersuchen, wurden entsprechende Linearkombinationen der signifikanten Koeffizienten und dem Bereich zwischen den glatten Schätzfunktionen nach der Stufe der Umweltzone verwendet. Der Gesamteinfluss der Einführung der verschiedenen Stufen der Umweltzone wurde jeweils für die beiden Jahreszeiten Sommer und Winter mit den folgenden Hypothesentests

$$\begin{aligned} H_0 : \beta_{W0} &= \beta_{W1} = \beta_{W2} \\ H_0 : \beta_{S0} &= \beta_{S1} = \beta_{S2} \end{aligned} \tag{5.2}$$

überprüft.

Da bei Feinstaubdaten im Allgemeinen eine starke Autokorrelation der Störterme ϵ vorliegt, wurden diese Störgrößen als autoregressiver Prozess erster Ordnung (AR(1)) modelliert. In dem verwendeten Modell (5.1) wurde eine Gruppeneinstufung in Tagen benutzt. Das heißt, es wird angenommen, dass die Korrelationsstruktur nur bei Beobachtungen innerhalb dieser Gruppe verwendet wird. Bei einer Einstufung in Tage bedeutet das konkret, dass die Störterme der letzten Stunde des Folgetages nicht mit denen der ersten Stunde des neuen Tages korrelieren. Da dies allerdings nicht korrekt ist, wurde der Gruppierungsfaktor in einem alternativen berechneten Modell auf Monate gesetzt, da so diese Fehlspezifikation nicht mehr so stark in das Gewicht fällt. Die Ergebnisse dieser Modellierung sind sehr ähnlich zu dem Modell mit dem Gruppierungsfaktor in Tagen und sind im Anhang B zu finden. Eine noch sinnvollere Modellierung kann man erreichen, wenn man den Gruppierungsfaktor auf die Jahreszeit und die beiden Stufen der Umweltzone oder so wie bei der Münchner Feinstaubstudie von Fensterer u. a. (2013) auf die Stufen der Umweltzone festsetzt. Dies hat allerdings den Nachteil, dass die Berechnung dieser Modelle sehr viel Zeit benötigt, da die Korrelation der Störterme in nur wenigen, großen Matrizen berechnet werden muss. Es wurde versucht, diese Modelle auf einem Server zu berechnen, allerdings waren sie nach einigen Wochen bis zum Abgabetermin der Bachelorarbeit noch nicht durchgelaufen.

6 Ergebnisse

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der additiven Modellierung dargestellt. Mithilfe von Modell (5.1) wurden jeweils die PM_{10} -Konzentrationen einer Verkehrsmessstation für die Perioden “Sommer keine Umweltzone”, “Winter keine Umweltzone”, “Sommer Umweltzone Stufe 1”, “Winter Umweltzone Stufe 1”, sowie “Sommer Umweltzone Stufe 2” und “Winter Umweltzone Stufe 2” berechnet. Tabelle 5 zeigt die relativen Unterschiede der PM_{10} -Belastung zwischen Stufe 1 bzw. Stufe 2 der Umweltzone (UZ) und keiner Umweltzone. Dabei wird zwischen den Jahreszeiten Sommer und Winter unterschieden.

Messstation	Sommer				Winter			
	UZ Stufe 1	p-Wert	UZ Stufe 2	p-Wert	UZ Stufe 1	p-Wert	UZ Stufe 2	p-Wert
Schildhornstr.	-6.90 %	<0.01	-18.99 %	<0.01	-12.72 %	<0.01	-13.28 %	<0.01
Frankfurter Allee	-8.12 %	<0.01	-16.03 %	<0.01	-5.77 %	0.582	-9.06 %	0.038

Tabelle 5: Veränderung der PM_{10} -Konzentration in der UZ Stufe 1 bzw. Stufe 2 verglichen mit der Periode keine UZ

Man kann erkennen, dass sich die Auswirkungen der Einführung der beiden Stufen der Umweltzone nach der Jahreszeit unterscheiden. Im Sommer hat die Maßnahme der Implementierung der Umweltzone Stufe 2 an beiden Verkehrsmessstationen einen starken Effekt. Im Mittel beträgt dabei die Reduktion der PM_{10} -Konzentration 19.0 % ($5.6 \text{ mg}/\text{m}^3$, p-Wert: <0.001) an der Schildhornstr. und 16.0 % ($5.0 \text{ mg}/\text{m}^3$, p-Wert: <0.001) an der Frankfurter Allee. Im Winter unterscheiden sich die beiden Messstationen deutlicher voneinander und der Effekt der strengeren Regulierung mit Umweltzone Stufe 2 ist nicht so stark zu spüren. In der Schildhornstr. beträgt die Reduktion des PM_{10} -Niveaus 12.7 % ($4.6 \text{ mg}/\text{m}^3$, p-Wert: <0.001) unter UZ Stufe 1 und 13.3 % ($4.9 \text{ mg}/\text{m}^3$, p-Wert: <0.001) unter UZ Stufe 2. An der Messstation Frankfurter Allee ist die Verringerung der PM_{10} -Konzentration geringer, mit 5.8 % ($2.3 \text{ mg}/\text{m}^3$, p-Wert: 0.582) unter UZ Stufe 1 und 9.1 % ($3.5 \text{ mg}/\text{m}^3$, p-Wert: 0.038) unter UZ Stufe 2. Der Einfluss der Einführung der UZ Stufe 1 (und je nach Signifikanzniveau auch UZ Stufe 2) ist an dieser Messstation allerdings nicht signifikant.

In Abbildung 5 ist der zeitliche Trend der modellierten PM_{10} -Konzentrationen an den Messstationen Schildhornstr. und Frankfurter Allee für die verschiedenen Stufen der Umweltzone zu erkennen (bereinigt für die PM_{10} -Konzentration an der Referenzstation, Windrichtung und Feiertage).

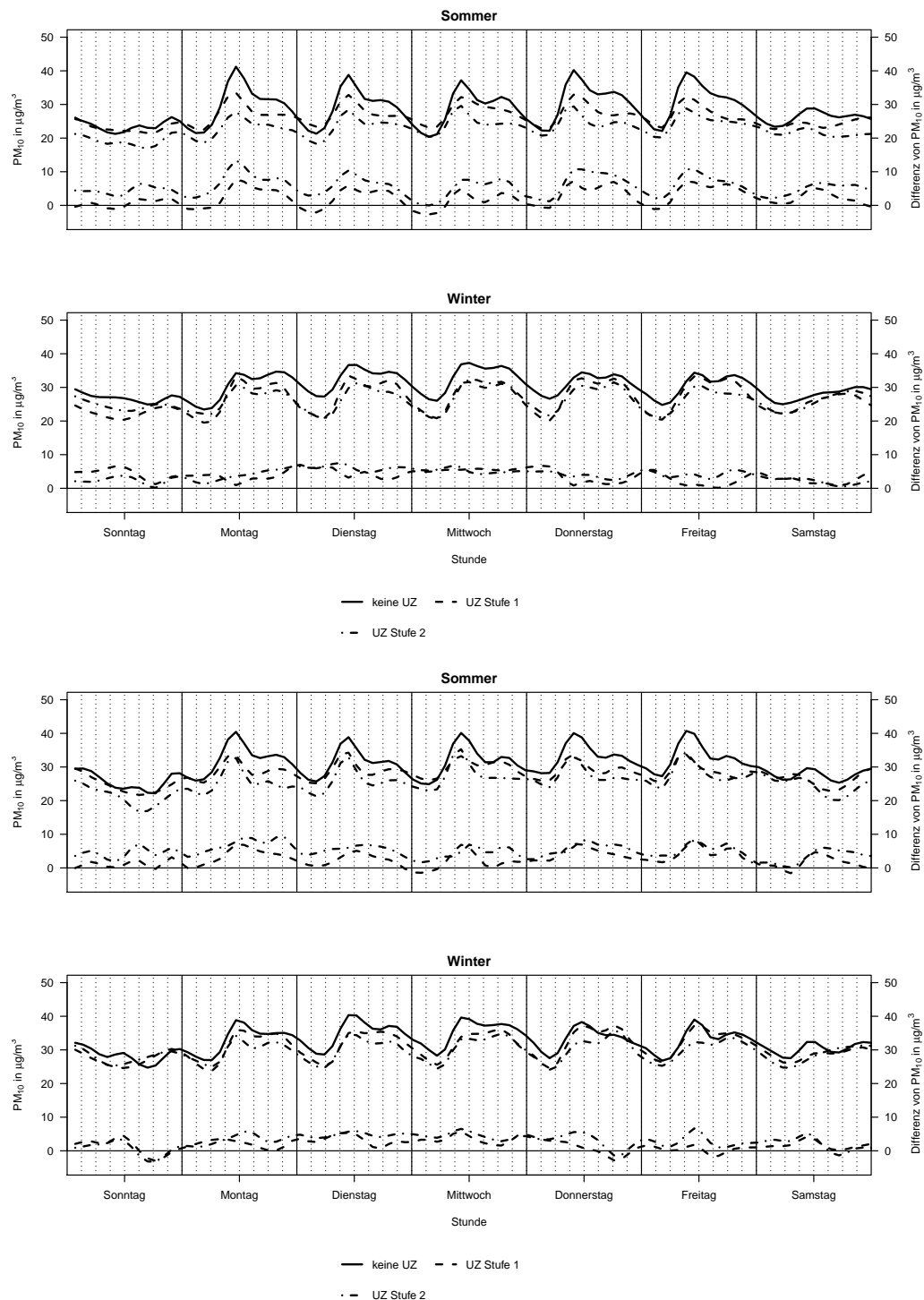


Abbildung 5: Die modellierten stündlichen PM_{10} -Konzentrationen in der Schildhornstr. (oben) und Frankfurter Allee (unten) sowie die Unterschiede der PM_{10} -Konzentration der beiden Stufen der UZ bezogen auf keine UZ

Um die absoluten Unterschiede der Feinstaubreduktion der beiden Stufen der Umweltzone zu verdeutlichen, wurden diese jeweils in die Grafiken mit aufgenommen. Die Komponente der zeitlichen Variabilität des PM_{10} -Niveaus wurde dabei hauptsächlich durch die Jahreszeit, den Wochentag und die Tageszeit bestimmt.

Man kann an beiden Messstationen deutlich den morgendlichen Berufsverkehr und Feierabendverkehr an Werktagen erkennen. Dabei fällt auf, dass der morgendliche Gipfel im Sommer deutlicher vom nachmittäglichen Gipfel abweicht als in den Wintermonaten. Dies ist vor allem auf die unterschiedlichen Wetterbedingungen im Sommer und Winter zurückzuführen. Die Einführung der Umweltzone hat sowohl im Sommer, als auch im Winter zu einer Reduzierung der Feinstaubbelastung geführt. Insbesondere wurde durch die strengere Regulierung der UZ Stufe 2 hinsichtlich UZ Stufe 1 eine weitere Verbesserung der Luftqualität in den Sommermonaten herbeigeführt. Dieser Effekt ist im Winter nicht so deutlich erkennbar. Zudem ist die Variabilität der Unterschiede der PM_{10} -Konzentration im Sommer größer als im Winter. Besonders zu den Stoßverkehrszeiten sind im Sommer große Unterschiede abzulesen. Zu dieser Jahreszeit liegen im morgendlichen Berufsverkehr teilweise Reduktionen in der PM_{10} -Belastung von über $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vor.

In Abbildung 6 sind die multiplikativen Effekte der verschiedenen Stufen der Umweltzone an der Messstation Schildhornstr. im Wochenverlauf zu sehen. Im Zeitraum der Umweltzone Stufe 1 vom 1. Januar 2008 bis 31. Dezember 2009 ist in den Sommermonaten ein schwächerer wöchentlicher Effekt der Einführung der Umweltzone abzulesen als in den Wintermonaten. Die größte mittlere Reduzierung der Feinstaubkonzentration mit einem mittleren wöchentlicher Effekt von 0.8101 wird im Sommer unter Umweltzone Stufe 2 erreicht. Ein mittlerer Wocheneffekt von 0.8101 bedeutet, dass durch Einführung der UZ Stufe 2 im Sommer im Wochenmittel eine Reduktion der PM_{10} -Konzentration von ca. 19 % erreicht wurde. Tagesspezifisch ist die Reduzierung der PM_{10} -Belastung durch die Implementierung der Umweltzone am Freitag am größten mit multiplikativen Effekten von 0.802 bis 0.884. Am Sonntag sind hingegen eher schwächere Auswirkungen mit multiplikativen Effekten von 0.82 bis 0.985 zu beobachten. In der Frankfurter Allee sind die Effekte der beiden Stufen der Umweltzone recht ähnlich, wobei im Winter ein schwächerer Wocheneffekt zu beobachten war als in der Schildhornstraße. Die Grafik für die Frankfurter Allee ist im Anhang in Abbildung A.2 zu sehen.

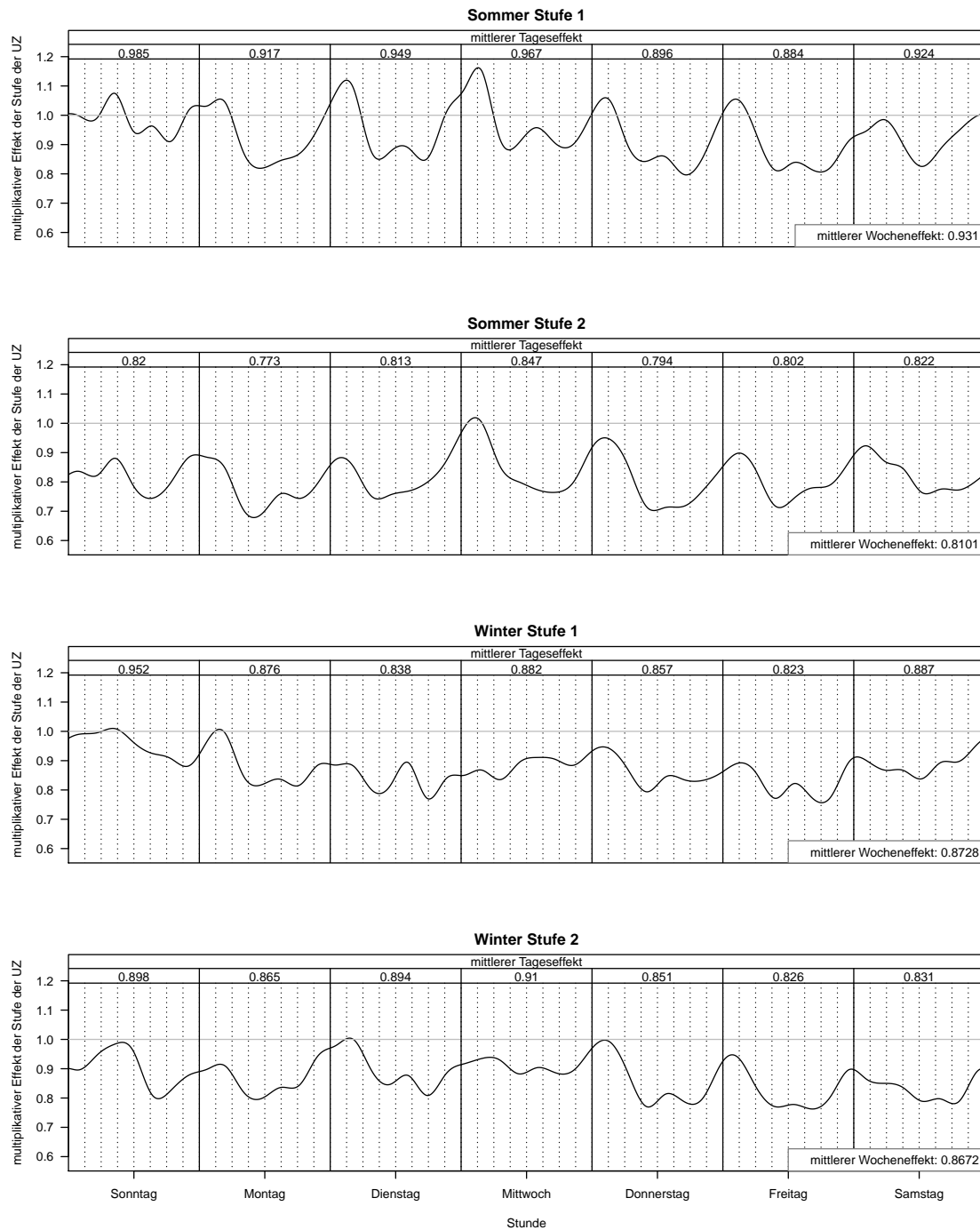


Abbildung 6: Wöchentlicher und täglicher multiplikativer Effekt der beiden Stufen der Umweltzone an der Messstation Schildhornstr. im Wochenverlauf

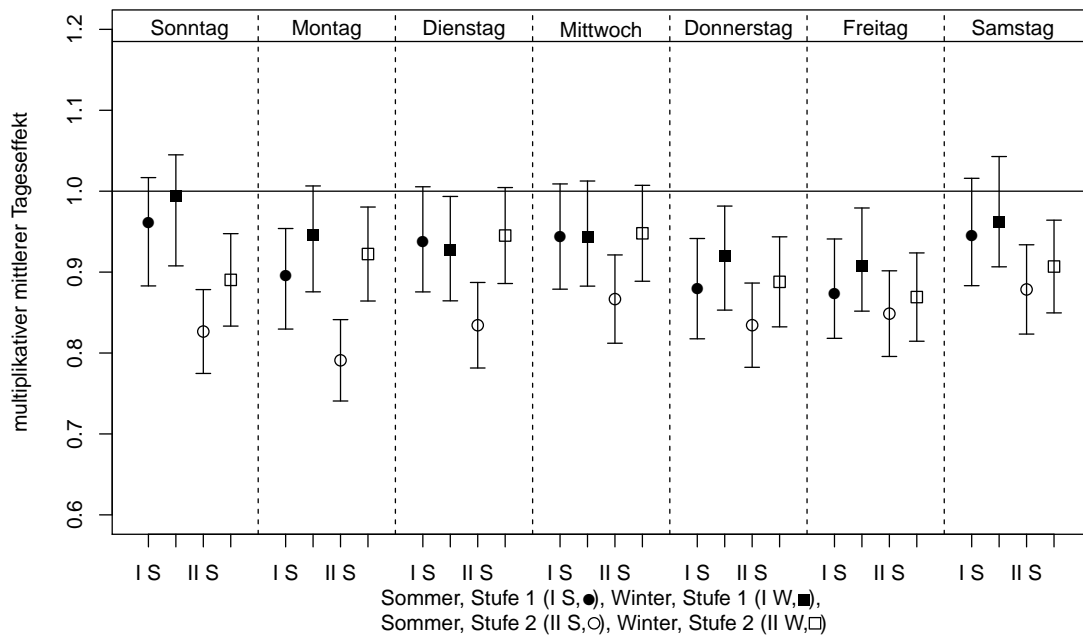
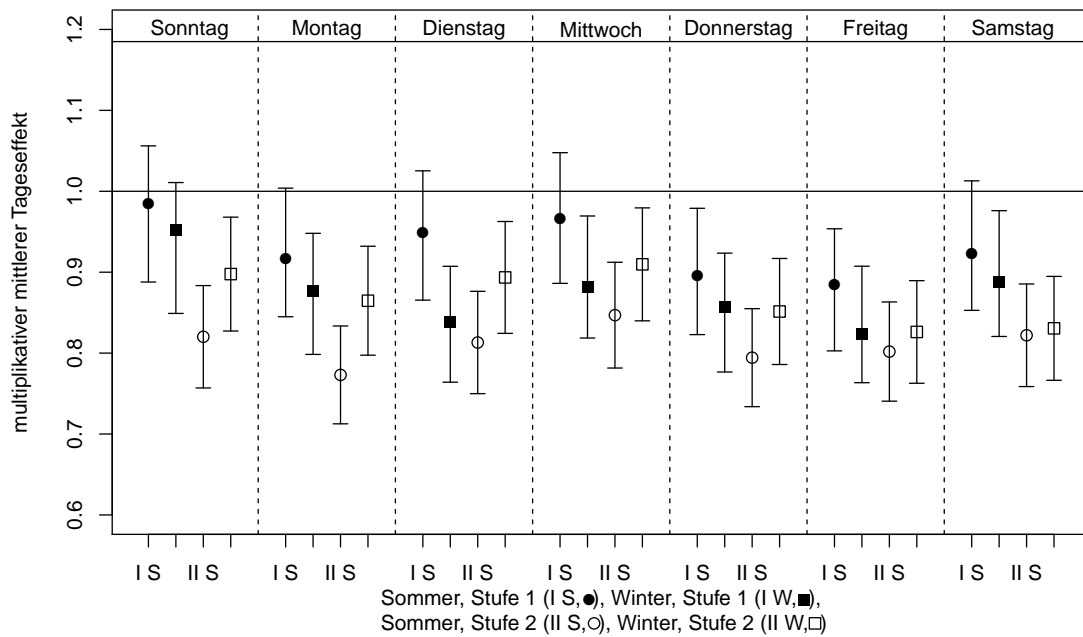


Abbildung 7: Die mittleren Tageseffekte der beiden Stufen der Umweltzone jeweils geschichtet nach Jahreszeit und Wochentag mit den 95 % Konfidenzintervallen für Schildhornstr. (oben) und Frankfurter Allee (unten)

Abbildung 7 zeigt die multiplikativen mittleren Tageseffekte von UZ Stufe 1 und UZ Stufe 2, geschichtet nach Jahreszeit und Tag der Woche, für jeden Wochentag gesondert. Die Maßnahme der Einführung der UZ Stufe 1 wirkte sich in der Schildhornstr. in den Wintermonaten stärker auf die Reduktion der PM_{10} -Konzentration aus als im Sommer. Dieser Effekt ist in der Frankfurter Allee zum Zeitpunkt der UZ Stufe 1 genau gegenteilig erkennbar. Mit der Einführung der UZ Stufe 2 ist im Sommer in der Schildhornstr. eine stärkere Reduzierung der Feinstaubbelastung abzulesen als im Winter. In der Schildhornstr. sind die jahreszeitlichen Tendenzen der Wirkung der beiden Stufen der Umweltzone unterschiedlich. An der Messstation Frankfurter Allee ist die PM_{10} -Reduktion unter beiden Stufen der Umweltzone im Sommer größer als im Winter.

Außerdem wurden an beiden Verkehrsmessstationen an Freitagen die größten Auswirkungen beobachtet (-11.6 % bzw. -19.8 % im Sommer und -17.7 % bzw. -17.4 % im Winter in der Schildhornstr., -12.7 % bzw. -15.1 % im Sommer und -9.2 % bzw. -13.1 % im Winter in der Frankfurter Allee). Diese Beobachtungen decken sich mit den Ergebnissen in der Münchner Studie (Fensterer u. a., 2013), in der ebenfalls an Freitagen der größte Rückgang der Feinstaubkonzentration durch die Einführung der Umweltzone beobachtbar war.

Die Auswirkungen der linear modellierten Kovariablen auf die PM_{10} -Konzentration sind in Tabelle 6 dargestellt.

Schildhornstr.	mult. Effekt	95 %-Konfidenzintervall	p-Wert
Intercept	12.284	(11.286 - 13.282)	<0.001
log(PM_{10}) Referenzstation	1.290	(1.283 - 1.298)	<0.001
Feiertage	0.823	(0.759 - 0.886)	<0.001

Frankfurter Allee	mult. Effekt	95 %-Konfidenzintervall	p-Wert
Intercept	9.248	(8.665 - 9.831)	<0.001
log(PM_{10}) Referenzstation	1.445	(1.436 - 1.453)	<0.001
Feiertage	0.826	(0.777 - 0.875)	<0.001

Tabelle 6: Multiplikative Effekte der linear modellierten Störfaktoren an den Messstationen Schildhornstr. und Frankfurter Allee

Die logarithmierten PM_{10} -Werte an der Hintergrundstation hatten sowohl in der Schildhornstr. (0.255) als auch in der Frankfurter Allee (0.368) einen signifikanten, additiven Effekt. Dieser Effekt war in der Münchner Studie (Fensterer u. a., 2013) noch stärker als hier. Dies liegt vor allem daran, dass in der Münchner Studie als Hintergrundstation eine Messstation am Stadtrand von München außerhalb der Umweltzone gewählt wurde. In Berlin liegt die Referenzstation (Nansenstr.) allerdings in der Innenstadt im städtischen Hintergrundbereich innerhalb der Umweltzone.

Wie bereits zu erwarten war, haben Feiertage an Werktagen einen verringernden Einfluss auf die PM_{10} -Konzentration von ca. 18 %. Im Anhang in Abbildung C.2 kann man sehen, dass dieser Einfluss im alternativen Modell mit ca. 4-5 % allerdings wesentlich geringer geschätzt wird.

Da der geschätzte Autokorrelationskoeffizient an beiden Messstationen sehr hoch war (Schildhornstr.: $\rho = 0.91$, Frankfurter Allee: $\rho = 0.86$), konnte der größere Teil der Autokorrelation der PM_{10} -Messwerte nicht durch die Einbeziehung der glatten Komponenten in den Prädiktor erklärt werden. Das Modell für die Wirkung der beiden Stufen der Umweltzone in der Schildhornstr. erklärte 49 % der Varianz in den Daten. Das Modell der Frankfurter Allee erklärte 59 % der Varianz der Daten. Die Form des glatten Effekts der Windrichtung deutet auf eine erhöhte PM_{10} -Konzentration hin, wenn der Wind aus nordöstlich bis südöstlicher Richtung an die Messstation Schildhornstr. bläst. In der Frankfurter Allee wies ein Wind aus östlicher und südlicher Richtung auf erhöht gemessene Feinstaubwerte an der Messstation hin.

7 Diskussion der Ergebnisse

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der semiparametrischen Modellierung (5.1) diskutiert und zusammengefasst. Dabei wird allgemein die Wirkung der Einführung der beiden Stufen der Umweltzone betrachtet und mit den Ergebnissen der Münchner Feinstaubstudie (Fensterer u. a., 2013) verglichen. Außerdem wird der Effekt der jahreszeitlichen Schwankungen auf die Veränderungen des Feinstaubniveaus genauer analysiert.

7.1 Wirkung der Einführung der Umweltzone auf die PM_{10} -Konzentration

In dieser Arbeit wurde untersucht, ob durch die Einführung der ersten Stufe der Umweltzone und der zweiten Stufe der Umweltzone ein Einfluss auf die Veränderung des PM_{10} -Niveaus festgestellt werden konnte. Dazu wurde die Einwirkung von Verunreinigungen der Luft mithilfe von Immissionsdaten der PM_{10} -Konzentration an einer Verkehrsmessstation innerhalb und einer Verkehrsmessstation außerhalb der Umweltzone analysiert. Mithilfe eines semiparametrischen Modells (5.1) mit autoregressiven Störtermen erster Ordnung (angepasst an die Feinstaubexposition an der Referenzstation, den Wochentag, die Tageszeit, die Windrichtung, die Feiertage an Werktagen und jeweils getrennt berechnet nach der Jahreszeit für Sommer und Winter) wurden die PM_{10} -Konzentrationen der Messstationen verglichen.

Der Vergleich des PM_{10} -Niveaus nach Einführung der Umweltzone Stufe 2 (unabhängig von der Jahreszeit) zeigte sowohl in der Schildhornstr. (12.5 %) als auch in der Frankfurter Allee (16.1 %) eine starke Abnahme der PM_{10} -Konzentration. Die Abnahme der PM_{10} -Konzentration durch die strengere Regulierung der Umweltzone Stufe 2 wurde durch das Umweltbundesamt auf 10 bis 12 % geschätzt Umweltbundesamt (2013c). Diese erwartete Feinstaubreduktion wird in Berlin an beiden Verkehrsmessstationen überschritten. In der Münchner Studie (Fensterer u. a., 2013) wurden die Veränderungen des PM_{10} -Niveaus nur aufgrund der ersten Stufe der Umweltzone analysiert, da zum Zeitpunkt der Studie die zweite Stufe der Umweltzone noch nicht eingeführt worden war. Dabei wurde an der Münchner Verkehrsmessstation (13.8 %) ebenfalls eine starke relative Abnahme der PM_{10} -Konzentration beobachtet. Allerdings muss beachtet werden, dass in München zeitweise ein Durchfahrverbot für Lastwagen durch die Umweltzone implementiert wurde, welches ebenfalls einen Einfluss auf die PM_{10} -Reduktion haben könnte. Es ist insbesondere darauf

hinzuweisen, dass die beobachtete Verringerung des PM_{10} -Niveaus an den Berliner Verkehrsmessstationen die Vorhersage übersteigt und auch größer ist als in vielen anderen deutschen Städten (Lorenz, 2011; Lutz u. Raurterberg-Wulff, 2009, 2011).

Das Verkehrsaufkommen außerhalb und innerhalb der Berliner Umweltzone hat sich im Zeitraum von 2002 bis 2010 um 12 bis 14 % verringert (Lutz u. Raurterberg-Wulff, 2009, 2011). Insbesondere mit der Einführung der Umweltzone Stufe 2 wurde 2010 gegenüber dem Vorjahr eine Verringerung der Kfz Verkehrsmenge von 6.9 % an der Schildhornstr. und 11.2 % an der Frankfurter Allee festgestellt. Dabei ist allerdings zu beachten, dass der Verkehr an der Frankfurter Allee im Jahr 2010 stark durch Bauarbeiten beeinträchtigt wurde (Lutz u. Raurterberg-Wulff, 2011). Zusätzlich führte die Einführung der Umweltzone zu einem stark beschleunigten Anstieg der Modernisierung der Fahrzeugflotte auf Berliner Straßen (Lutz u. Raurterberg-Wulff, 2011). Laut Fischer u. a. (2000) ist das Verkehrsaufkommen ein Hauptprädiktor für die PM_{10} -Konzentration. Dieser direkte Einfluss der Implementierung der beiden Stufen der Umweltzone auf das Verkehrsaufkommen wurde dabei in dem verwendeten Modell (5.1) nicht miteinbezogen. Die Einbeziehung dieser Komponente in das Modell wäre allerdings wünschenswert, da die Einführung der Umweltzone einen direkten Einfluss auf die Verkehrsintensität hat.

Da die Modellwahl einen erheblichen Einfluss auf die Schlussfolgerung der Wirksamkeit der verwendeten Luftreinhaltungsmaßnahmen hat, sollen im folgenden alternative Modellierungsstrategien diskutiert werden. Ein Modellierungsansatz von Cyrus u. a. (2009) basiert auf dem Vergleich der relativen PM_{10} -Konzentrationen im Bezug auf eine Referenzstation. Ein solches Modell setzt allerdings eine multiplikative Wirkung von Störgrößen auf die PM_{10} -Messwerte voraus. Eine derartige Analyse, die auf dem Quotienten der PM_{10} -Belastung an der Verkehrsmessstation und der Referenzstation beruht, vernachlässigt den Einfluss der Einführung der Umweltzone an der Referenzstation. Weitere Regressionsanalysen der Verhältnisse der PM_{10} -Konzentrationen wie bei Cyrus u. a. (2009) zeigten eine vergleichsweise schwache Modellanpassung. Ein Grund dafür ist die starke Abweichung der Schätzung des Intercepts von 1 in der Analyse mit dem semiparametrischen Modell (5.1) (Fensterer u. a., 2013). Ein weiterer Grund der gegen diese Art von Modellierung spricht, ist die Nichtbeachtung von zeitlicher Autokorrelation. Außerdem werden dabei potentielle Schätzfehler nicht mithilfe von p-Werten oder Konfidenzintervallen überprüft.

Ein alternativer Modellvorschlag von Morfeld u. a. (2011) nimmt einen additiven Einfluss der Prädiktoren auf die PM_{10} -Konzentration an. Eine solche additive Struk-

tur erfüllt allerdings nicht die Annahme der Normalitätsbedingung der stark schiefen Zielvariable (Fensterer u. a., 2013). Im Zusatzmaterial zur Münchner Feinstaubstudie wurde die Wirkung der Einführung der Umweltzone mithilfe eines additiven Einflusses ohne logarithmische Transformation der PM_{10} -Konzentration berechnet. Dabei wurde ein schwächerer Effekt berechnet als mit Benutzung des Logarithmus der PM_{10} -Messwerte im Modell. Außerdem erlaubt die Einbeziehung der Feinstaubmessungen an der Referenzstation die Aufnahme der unbekannten Auswirkungen von meteorologischen Gegebenheiten.

Das Ziel einer Umweltzone ist es, eine dauerhafte Verbesserung der Luftqualität zu erreichen und die Bewohner der Stadt vor gesundheitlichen Beeinträchtigungen zu schützen. Dies soll hauptsächlich durch Einfahrtsbeschränkungen von Kraftfahrzeugen erreicht werden, die als eine wichtige Quelle der Feinstaubemissionen in Innenstädten identifiziert wurde (Morfeld u. a., 2011). In der Öffentlichkeit wird die Wirkung von Umweltzonen häufig sehr kritisch diskutiert, da mit ihrer Einführung ein großer wirtschaftlicher Aufwand verbunden ist und sie hinsichtlich ihres Zwecks als uneffektiv angesehen werden (Eikmann u. Herr, 2009). Hierbei konzentriert sich die öffentliche Diskussion oft primär nur auf die PM_{10} -Konzentrationen, da diese Kenngröße derzeit reguliert wird. Dabei wird nicht beachtet, dass nur der giftige Anteil von PM_{10} für negative gesundheitliche Auswirkungen verantwortlich ist (Rückerl u. a., 2011). Aufgrund von Verbrennungsprozessen weisen Partikel, die durch den Verkehr entstehen eine höhere Giftigkeit auf als Partikel aus anderen Quellen (Fensterer u. a., 2013). Besonders Fahrzeuge mit Dieselmotor, die für ungefähr 12 % der durchschnittlichen PM_{10} -Belastung verantwortlich sind, stoßen diese giftigeren Partikel aus (Wichmann, 2005a).

Deshalb lässt sich die Wirksamkeit von Umweltzonen genauer untersuchen, soweit Rußpartikel - bestehend aus einer Mischung aus elementarem und organisch gebundenem Kohlenstoff (EC und OC) - anstatt der absoluten PM_{10} -Konzentration analysiert werden würden. In Berlin wird Ruß an 22 Messpunkten an Hauptverkehrsstraßen gemessen, um die Entwicklung des lokalen Verkehrsbeitrags für Ruß zu beobachten. Mit der Umweltzone Stufe 2 im Jahr 2010 wurde der Ausstoß von Rußpartikeln des Verkehrs, verglichen mit 2005, um circa 58 % reduziert (Lutz u. Raurterberg-Wulff, 2011). Dabei konnte vor allem in den Jahren 2008 und 2010 ein starker Rückgang der Rußpartikel festgestellt werden, was man der Einführung der beiden Stufen der Umweltzone in diesen beiden Jahren zuschreiben kann (Lutz u. Raurterberg-Wulff, 2011).

Zusätzlich zu den geschätzten Veränderungen der PM_{10} -Konzentrationen wurden mithilfe des Modells (5.1) die Auswirkungen der Einführung der beiden Stufen der Umweltzone mittels der PM_{10} -Messwerte ausgewertet. Es ist allerdings zu beachten, dass diese Modellierung Einschränkungen besitzt, da nachhaltige Veränderungen der PM_{10} -Werte nicht durch die Einflussgrößen des Modells erklärt werden können und vollständig dem Effekt der Umweltzone zugeschrieben werden. Ein Beispiel dafür sind veränderte Heizgewohnheiten der Bevölkerung. Außerdem wurden die Jahreszeiten nur in die zwei Perioden Sommer und Winter aufgeteilt, um eine einfachere Modellierung zu ermöglichen. Eine differenziertere Betrachtung mit der Einteilung in vier Jahreszeiten erscheint durchaus sinnvoll. Hinzu kommt, dass die unterschiedlichen meteorologischen Gegebenheiten innerhalb eines Jahres an einer Messstation in dem Modell nicht genügend genau mitaufgenommen werden. Dazu zählen die Temperaturen, die Windstärke und die Witterungsverhältnisse. Außerdem wird im Modell neben dem bereits erwähnten Verkehrsaufkommen die Zusammensetzung der Fahrzeugflotte nicht beachtet. Diese Faktoren werden allerdings auch teilweise durch die Einführung der beiden Stufen der Umweltzone beeinflusst.

7.2 Einfluss der Jahreszeit auf die Veränderungen des PM_{10} -Niveaus

Neben den Effekten der Umweltzone auf das PM_{10} -Niveau wurden zusätzlich die tages- und jahreszeitlichen Schwankungen der beobachteten Verbesserungen in der Luftbeschaffenheit untersucht. An beiden Verkehrsmessstationen war die Verringerung der PM_{10} -Konzentration durch die Maßnahmen der Umweltzone im Sommer größer als im Winter. Dies lässt sich unter anderem durch zusätzliche Feinstaubquellen wie häusliche Heizungen, Holzverbrennung durch Kaminöfen oder die Verbrennung von fossilen Brennstoffen erklären, die für einen erheblichen Beitrag an der Feinstaubbelastung in der Luft verantwortlich sind (Fensterer u. a., 2013). Außerdem ist die Bildung von sekundären Aerosolen wie Sulfat, Nitrat oder Ammonium in den Wintermonaten größer als in den Sommermonaten (Uhrner, 2006). Hinzu kommt, dass durch die Verwendung von Streusalz im Winter die PM_{10} -Konzentration ansteigen kann. Allerdings haben die aus Streumitteln stammenden Feinstaubpartikel aus gesundheitlicher Sicht keine nennenswerte Bilanz und keinen maßgeblichen Einfluss auf die Feinstaubbelastung (Wichmann, 2005b). Feinstaubpartikel, die durch den Verkehr entstehen, machen folglich im Winter einen kleineren Teil der gesamten PM_{10} -Konzentration aus als im Sommer. Die Maßnahme der Einführung der

beiden Stufen der Umweltzone zur Regulierung der, durch den Verkehr verursachten Partikel war deshalb im Winter weniger wirksam. Außerdem führen nachteilige meteorologische Gegebenheiten in den Wintermonaten zu erhöhten PM_{10} -Werten.

Diese Auswertung legt den Schluss nahe, dass der Einfluss der Umweltzone in den Winterperioden eingeschränkt ist. Die Luftbeschaffenheit wird eher durch standortgebundene Quellen (z.B. fossile Brennstoffe oder Kraftwerke) oder andere mobile Quellen, die durch die Umweltzone nicht betroffen sind, bestimmt.

Ergänzend ist zu erwähnen, dass in anderen Studien festgestellt wurde, dass das Ausmaß der Verringerung der PM_{10} -Konzentration an Messstationen im städtischen Hintergrund in beiden Jahreszeiten ähnlich war (Fensterer u. a., 2013; Uhrner, 2006). Das liegt daran, dass Abgaspartikel im städtischen Hintergrund im Vergleich zu einer dicht befahrenen Straße einen kleineren Anteil der Feinstaubpartikel ausmachen.

8 Fazit

In dieser Arbeit wurde die Wirkung der Einführung der beiden Stufen der Umweltzone in Berlin auf die Verringerung der PM_{10} -Konzentration in der Außenluft untersucht. Die Auswertung der PM_{10} -Messwerte von zwei Verkehrsmessstationen sowie einer Messstation im städtischen Hintergrund, die als Referenzstation diente, wurde mithilfe eines semiparametrischen Regressionsmodells durchgeführt. Die Analyse zeigte, sowohl an einer stark befahrenen Straße (Frankfurter Allee) innerhalb der Umweltzone als auch an einer Straße mit hohem Verkehrsaufkommen (Schildhornstr.) außerhalb der Umweltzone, eine statistisch signifikante Reduktion des PM_{10} -Niveaus. Dabei überstiegen die Auswirkungen der strengeren Regulierungen der Umweltzone die im Vorfeld prognostizierten Effekte einer Umweltzone auf die Verringerung der PM_{10} -Belastung.

Die Wahl der statistischen Modellierung war dabei unerlässlich, um die Größe der Effekte der Umweltzone herausstellen zu können. Im Allgemeinen hängt das Ausmaß des Effektes der Umweltzone vom Wochentag, der Tageszeit und dem Standort der Messstation ab. Das Ausmaß der Wirkung der Umweltzone auf die Verringerung des PM_{10} -Niveaus war an beiden Verkehrsmessstationen im Sommer größer als im Winter.

Die statistische Auswertung deutet darauf hin, dass die Maßnahmen zur Verbesserung der städtischen Luftqualität in Berlin erfolgversprechend sind. Es ist allerdings in Frage zu stellen, ob die Wirkung einer Umweltzone allein aufgrund von regelmäßig gemessenen PM_{10} -Werten bewertet werden sollte. Da die erwartete PM_{10} -Reduktion durch die Einführung einer Umweltzone bei ca. 10-12 % liegt, bleibt eine alleinige Beurteilung auf Basis von PM_{10} -Messwerten schwierig. Für eine detailliertere Bewertung werden andere Variablen wie zum Beispiel $\text{PM}_{2.5}$ oder Rußpartikel aus elementarem und organischem Kohlenstoff vorgeschlagen.

Literatur

- [Berliner Umweltzone 2013] BERLINER UMWELTZONE: *Die Berliner Umweltzone*. <http://www.berlin.de/umwelt/aufgaben/verkehr-umweltzone.html>. Version: 2013, Abruf: 12.01.2014
- [Bruckmann u. a. 2011] BRUCKMANN, P ; WURZLER, S. ; BRANDT, A. ; VOGT, K.: Erfahrungen mit Umweltzonen in Nordrhein-Westfalen. In: *UMID: Umwelt und Mensch Informationsdienst* 4 (2011), S. 27–33
- [Colville u. a. 2001] COLVILLE, R. ; HUTCHINSON, E. ; MINDELL, J. ; WARREN, R.: The transport sector as a source of air pollution. In: *Atmospheric Environment* 35 (9) (2001), S. 1537–1565
- [Cyrus u. a. 2009] CYRYS, J. ; PETERS, A. ; WICHMANN, H. E.: Umweltzone München - Eine erste Bilanz. In: *Umweltmedizin in Forschung und Praxis* 14 (2009), S. 127–132
- [Diegmann u. a. 2006] DIEGMANN, V. ; PFÄFFLIN, F. ; WIEGAND, G. ; WURSTHORN, H.: *Maßnahmen zur Reduzierung von Feinstaub und Stickstoffdioxid*. Texte des Umweltbundesamtes, 2006 (Nr. 22/07)
- [Eikmann u. Herr 2009] EIKMANN, T. ; HERR, C.: Ist die Einführung von Umweltzonen tatsächlich eine sinnvolle Maßnahme zum Schutz der Gesundheit der Bevölkerung? In: *Umweltmedizin in Forschung und Praxis* 14 (2009), S. 125–126
- [Environmental Protection Agency 2009] ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY: *A Guide to Air Quality and Your Health*. 2009
- [EU-Kommission 2008] EU-KOMMISSION: Richtlinie 2008/50/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa. In: *Official Journal of the European Communities* L 152 (2008), S. 1–44
- [European Environment Agency 2013] EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY: *Air quality in Europe - 2013 report*. 2013
- [Fahrmeir u. a. 2007] FAHRMEIR, L. ; LANG, S. ; KNEIB, T. ; SPRINGER-VERLAG (Hrsg.): *Regression: Modelle Methoden und Anwendungen*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2007

- [Fensterer u. a. 2013] FENSTERER, V. ; KÜCHENHOFF, H. ; MAIER, V. ; WICHMANN, H. E. ; S.BREITNER ; PETERS, A. ; CYRYS, J.: The impact of low emission zone and heavy traffic ban in Munich on the reduction of PM₁₀ in ambient air. In: *Environment and Health* 10 (2013), S. 1–30
- [Fischer u. a. 2000] FISCHER, P. H. ; HOEK, G. ; REEUWIJK, H. ; BRIGGS, D. J.: Traffic-related differences in outdoor and indoor concentrations of particles and volatile organic compounds in Amsterdam. In: *Atmospheric Environment* 34 (2000), S. 3713–3722
- [Green u. Silverman 1993] GREEN, P. J. ; SILVERMAN, B. W. ; HALL, Chapman (Hrsg.): *Nonparametric Regression and Generalized Linear Models: A Roughness Penalty Approach*. Chapman & Hall, 1993
- [Jörß u. Handke 2007] JÖRSS, W. ; HANDKE, V.: *Emissionen und Maßnahmenanalyse Feinstaub 2000-2020*. Texte des Umweltbundesamtes, 2007 (Nr. 38/07)
- [Lahl u. Steven 2005] LAHL, U. ; STEVEN, W.: Feinstaub - eine gesundheitspolitische Herausforderung. In: *Pneumologie* 59 (2005), S. 704–714
- [Lorenz 2011] LORENZ, J.: Feinstaub: Beim Immissionsschutz sind alle in der Pflicht - Erfahrungen mit der Umweltzone in München. In: *UMID: Umwelt und Mensch Informationsdienst* 4 (2011), S. 19–26
- [Lutz u. Raurterberg-Wulff 2009] LUTZ, M. ; RAURTERBERG-WULFF, A.: *Ein Jahr Umweltzone in Berlin: Wirkungsuntersuchungen*. http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/luftqualitaet/de/luftreinhalteplan/download/umweltzone_1jahr_bericht.pdf. Version: 2009, Abruf: 02.02.2014
- [Lutz u. Raurterberg-Wulff 2011] LUTZ, M. ; RAURTERBERG-WULFF, A.: *Ein Jahr Umweltzone Stufe 2 in Berlin*. http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/luftqualitaet/de/luftreinhalteplan/download/umweltzone_1jahr_stufe2_bericht.pdf. Version: 2011, Abruf: 02.02.2014
- [Malina u. Frauke 2012] MALINA, C. ; FRAUKE, F.: *The impact of low emission zones on PM₁₀ levels in Germany*. CAWM Discussion Paper, Centrum für Angewandte Wirtschaftsforschung Münster, 2012

- [Morfeld u. a. 2011] MORFELD, P. ; SPALLEK, M. ; GRONEBERG, D.: Zur Wirksamkeit von Umweltzonen: Design einer Studie zur Ermittlung der Schadstoffkonzentrationsänderung für Staubpartikel (PM₁₀) und andere Größen durch Einführung von Umweltzonen in 20 deutschen Städten. In: *Zentralblatt für Arbeitsmedizin, Arbeitsschutz und Ergonomie* 61 (2011), S. 148–165
- [Pope u. Dockery 2006] POPE, C. A. ; DOCKERY, D. W.: Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. In: *Journal of the Air and Waste Management Association* 56(10) (2006), S. 1368–1380
- [Rückerl u. a. 2011] RÜCKERL, R. ; SCHNEIDER, A. ; BREITNER, S. ; CYRYS, J. ; PETERS, A.: Health effects of particulate air pollution: A review of epidemiological evidence. In: *Inhalation Toxicology* 23(10) (2011), S. 555–592
- [Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt 2013] SENATSVERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELT: *BLUME-Messnetz*. <http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/luftqualitaet/de/messnetz/blume.shtml>. Version: 2013, Abruf: 12.01.2014
- [Statistik-Berlin-Brandenburg 2012a] STATISTIK-BERLIN-BRANDENBURG: *Statistiken*. <https://www.statistik-berlin-brandenburg.de/Statistiken/inhalt-statistiken.asp>. Version: 2012, Abruf: 12.01.2014
- [Statistik-Berlin-Brandenburg 2012b] STATISTIK-BERLIN-BRANDENBURG: *Strassenverkehr*. <https://www.statistik-berlin-brandenburg.de/BasisZeitreiheGrafik/Bas-Strassenverkehr.asp?Ptyp=300&Sageb=46002&creg=BBB&anzwer=5>. Version: 2012, Abruf: 12.01.2014
- [Uhrner 2006] UHRNER, U.: *Abschätzung einer möglichen Bildung sekundärer Aerosole in der Straßenschlucht mittels Modellierung*. http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/luftqualitaet/de/werkstatt_feinstaub/download/abg/aerosol_bericht_lubw.pdf. Version: 2006, Abruf: 07.01.2014
- [Umweltbundesamt 2013a] UMWELTBUNDESAMT: *Feinstaub*. <http://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/luftschaedstoffe/feinstaub>. Version: 2013, Abruf: 07.01.2014
- [Umweltbundesamt 2013b] UMWELTBUNDESAMT: *Feinstaub durch Sylvesterfeuerwerk*. <http://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/luftschaedstoffe/>

feinstaub/feinstaub-durch-silvesterfeuerwerk. Version: 2013, Abruf: 12.01.2014

[Umweltbundesamt 2013c] UMWELTBUNDESAMT: *Umweltzonen in Deutschland*. <http://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/luftschadstoffe/feinstaub/umweltzonen-in-deutschland>. Version: 2013, Abruf: 07.01.2014

[Viana u. a. 2008] VIANA, M. ; KUHNBUSCH, T. A. ; QUEROL, X.: Source apportionment of particulate matter in Europe. A review of methods and results. In: *Journal of Aerosol Science* 39(10) (2008), S. 827–849

[Wichmann 2005a] WICHMANN, H. E.: Feinstaub: Lufthygienisches Problem Nr. 1 - eine aktuelle Übersicht. In: *Umweltmedizin in Forschung und Praxis* 10 (2005), S. 157–162

[Wichmann 2005b] WICHMANN, H. E.: *Feinstaubquelle Streusalz ? - Pro und Contra im Einsatz gegen Schnee und Glatteis*. http://www.helmholtz-muenchen.de/fileadmin/FLUGS/PDF/Infopapiere/Streusalz_2005-flugs.pdf. Version: 2005, Abruf: 07.01.2014

[Wood 2006] WOOD, S. N. ; CHAPMAN (Hrsg.) ; HALL (Hrsg.): *Generalized Additive Models: An Introduction with R*. Chapman and Hall/CRC Press, 2006

A Grafiken Modell

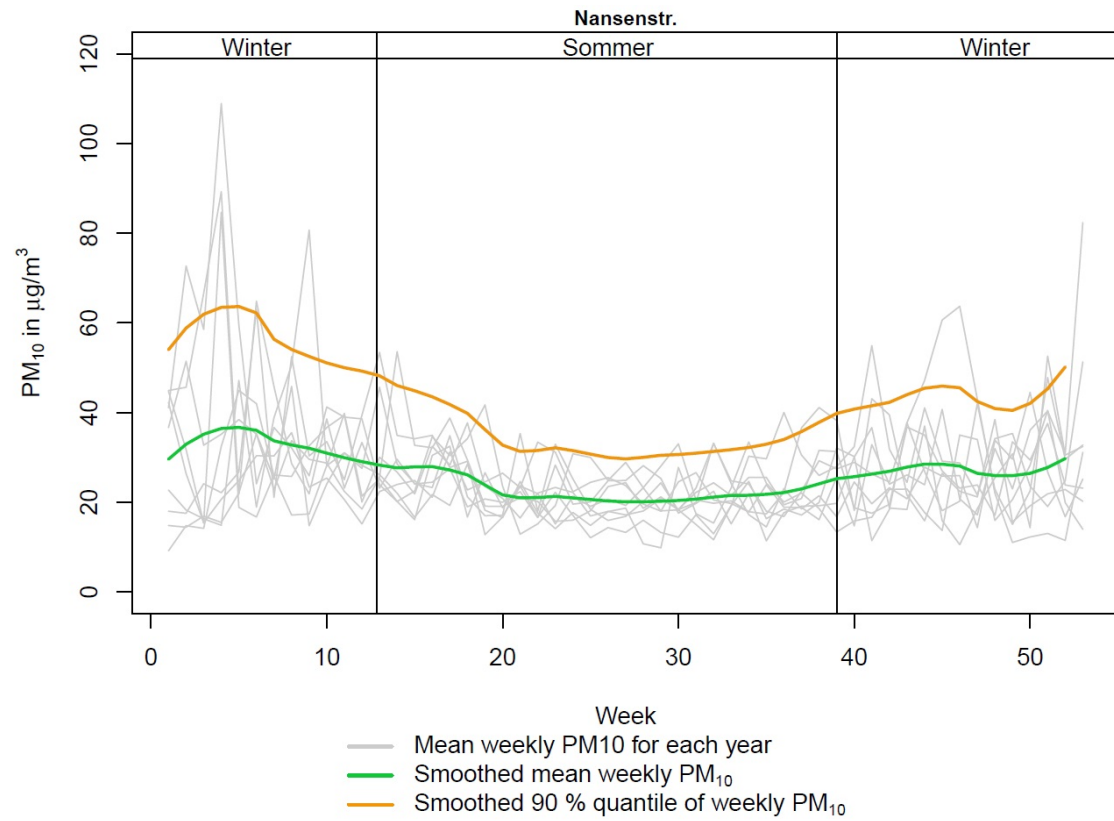


Abbildung A.1: Wöchentliche PM-10-Mittelwerte für jedes Jahr an der Messstation Nansenstr.

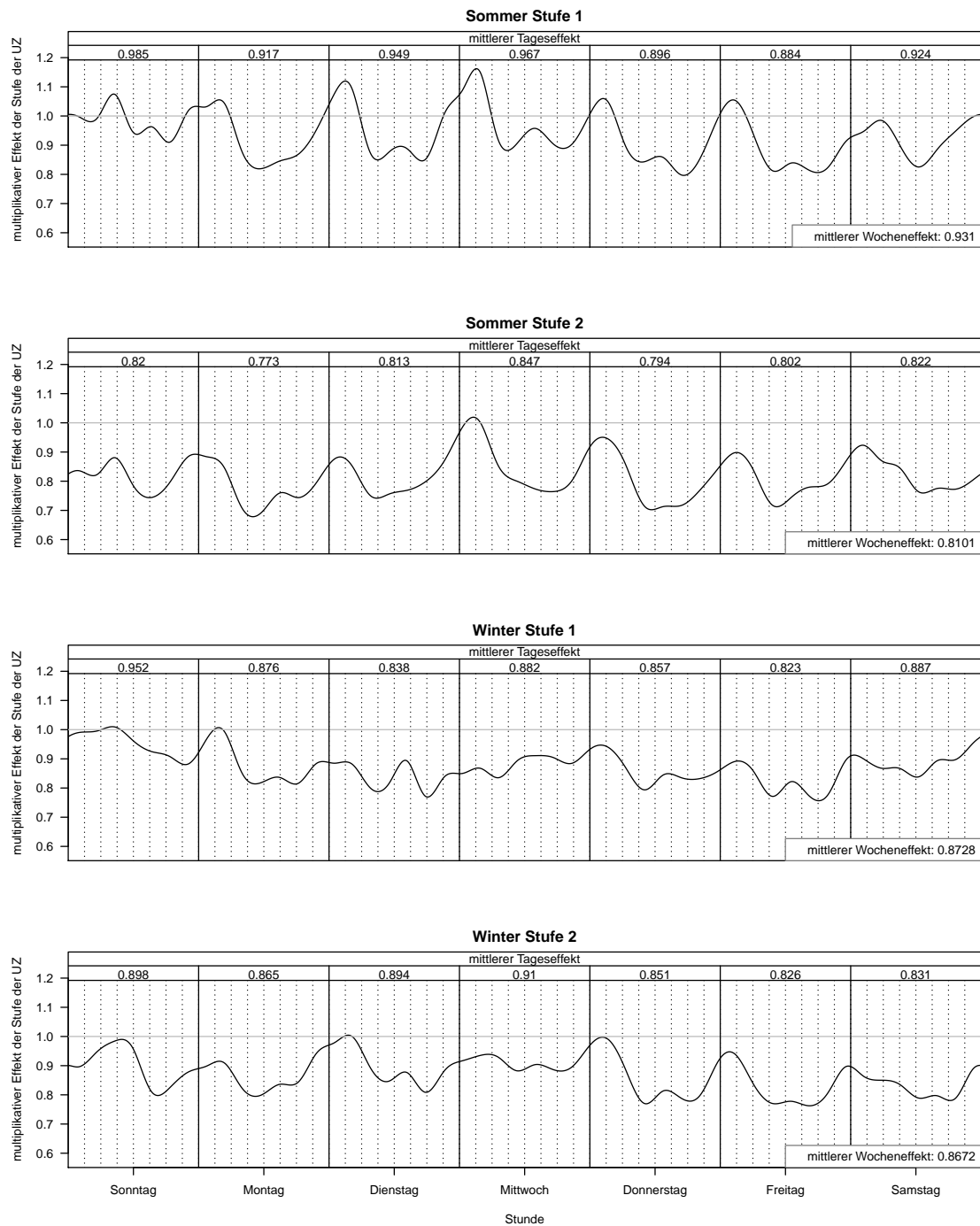


Abbildung A.2: Wöchentlicher und täglicher multiplikativer Effekt der beiden Stufen der Umweltzone an der Messstation Frankfurter Allee im Wochenverlauf

B Grafiken alternatives Modell

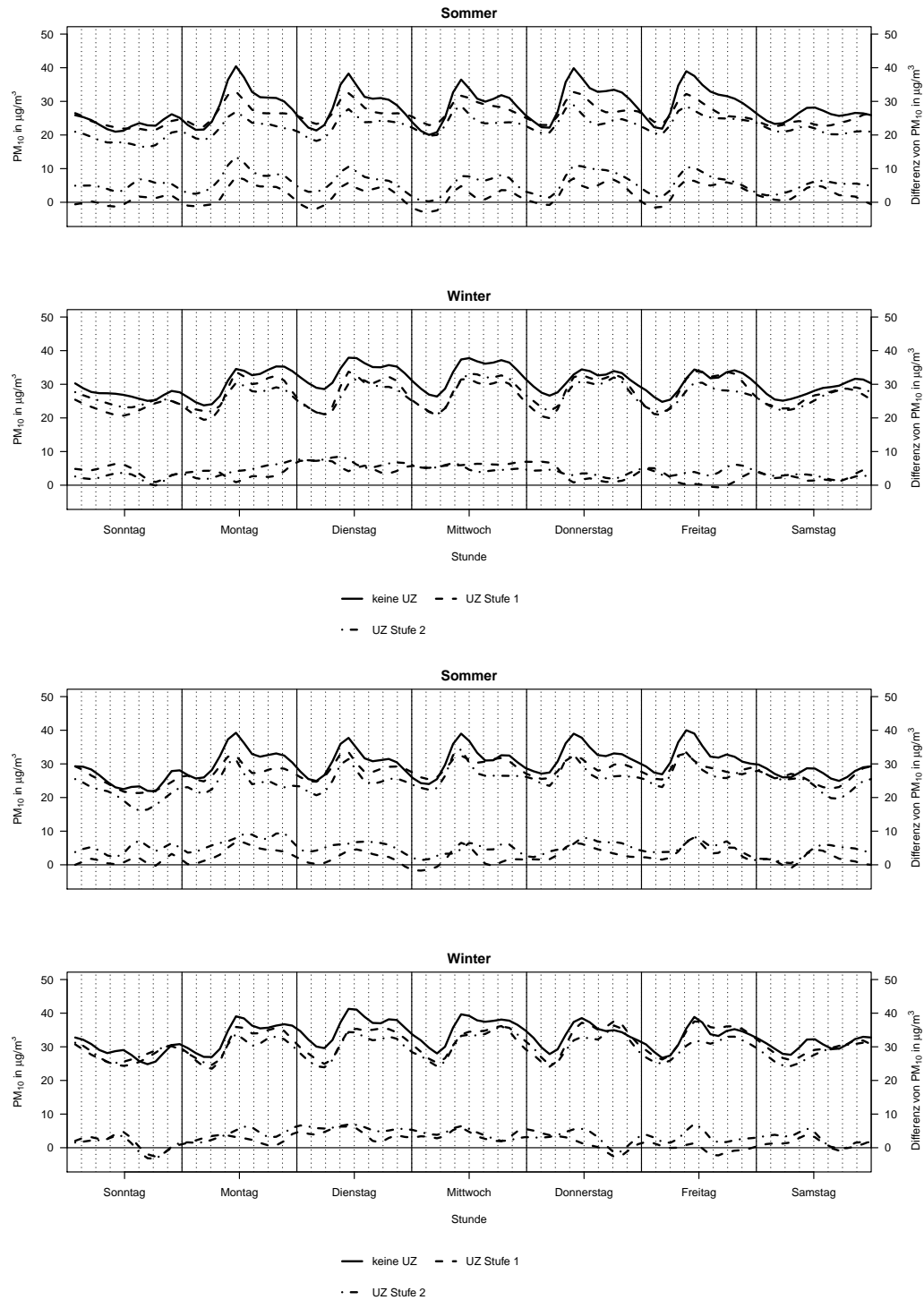


Abbildung B.1: Die modellierten stündlichen PM_{10} -Konzentrationen in der Schildhornstr. (oben) und Frankfurter Allee (unten) sowie die Unterschiede der PM_{10} -Konzentration der beiden Stufen der UZ bezogen auf keine UZ

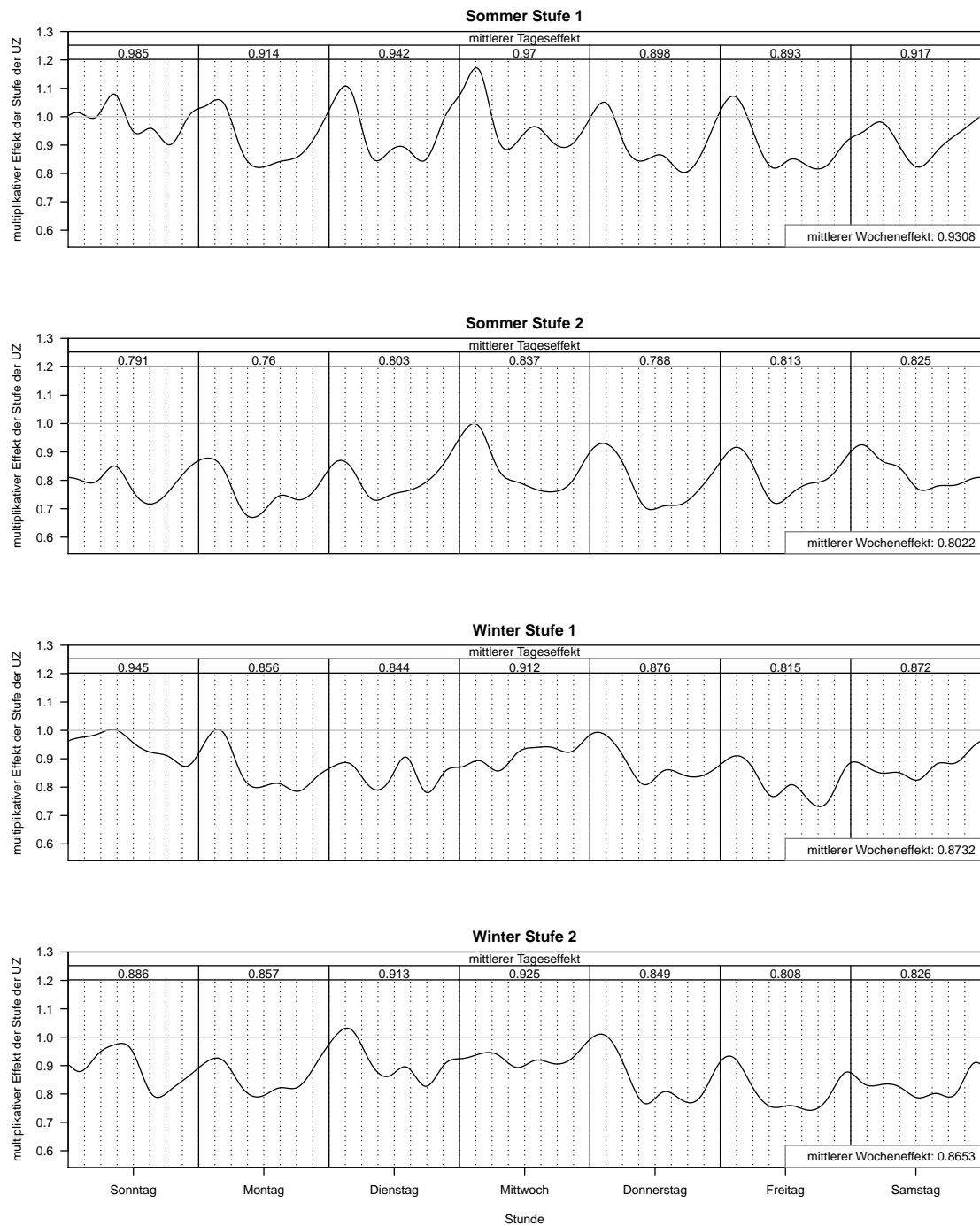


Abbildung B.2: Wöchentlicher und täglicher multiplikativer Effekt der beiden Stufen der Umweltzone an der Messstation Schildhornstr. im Wochenverlauf

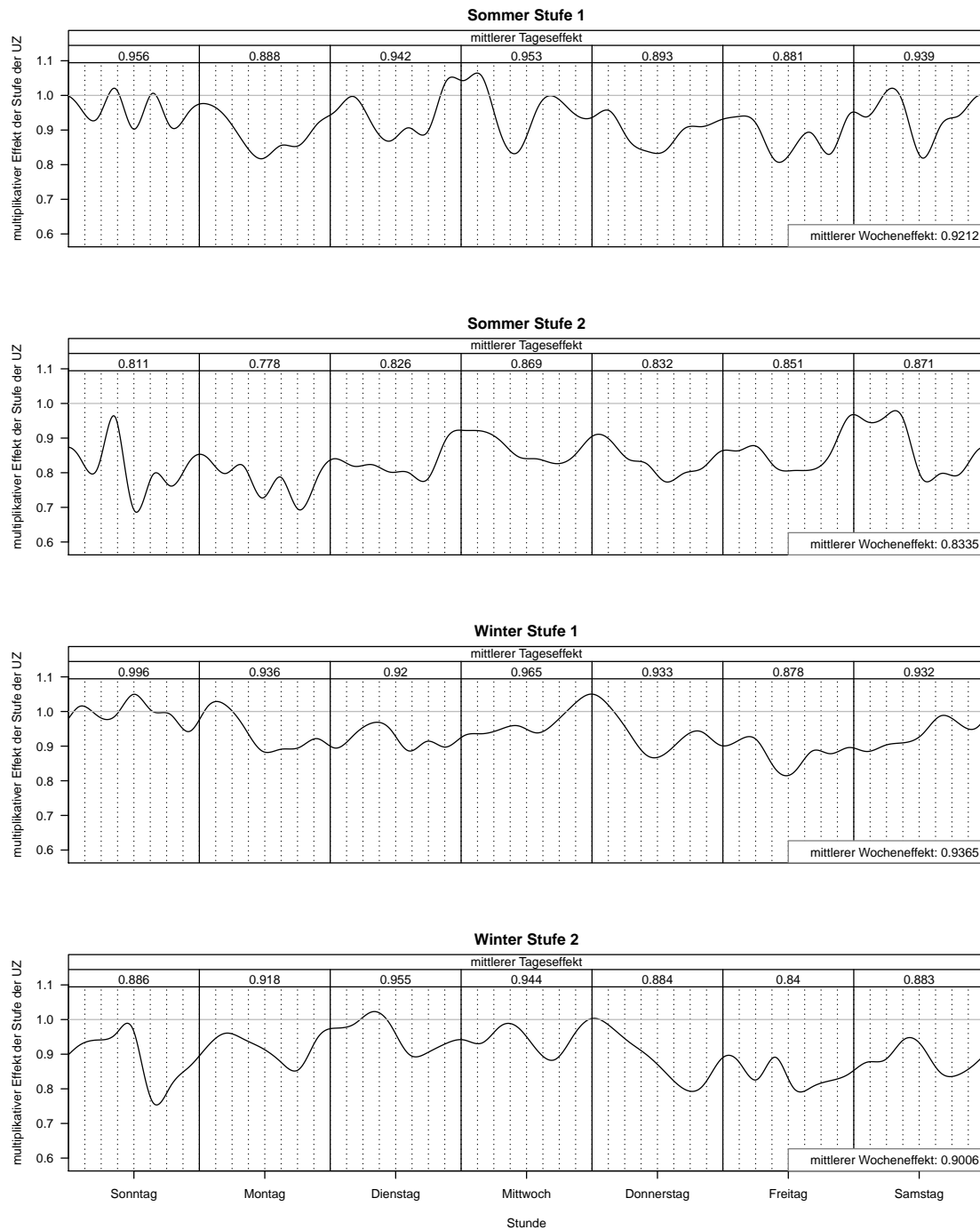


Abbildung B.3: Wöchentlicher und täglicher multiplikativer Effekt der beiden Stufen der Umweltzone an der Messstation Frankfurter Allee im Wochenverlauf

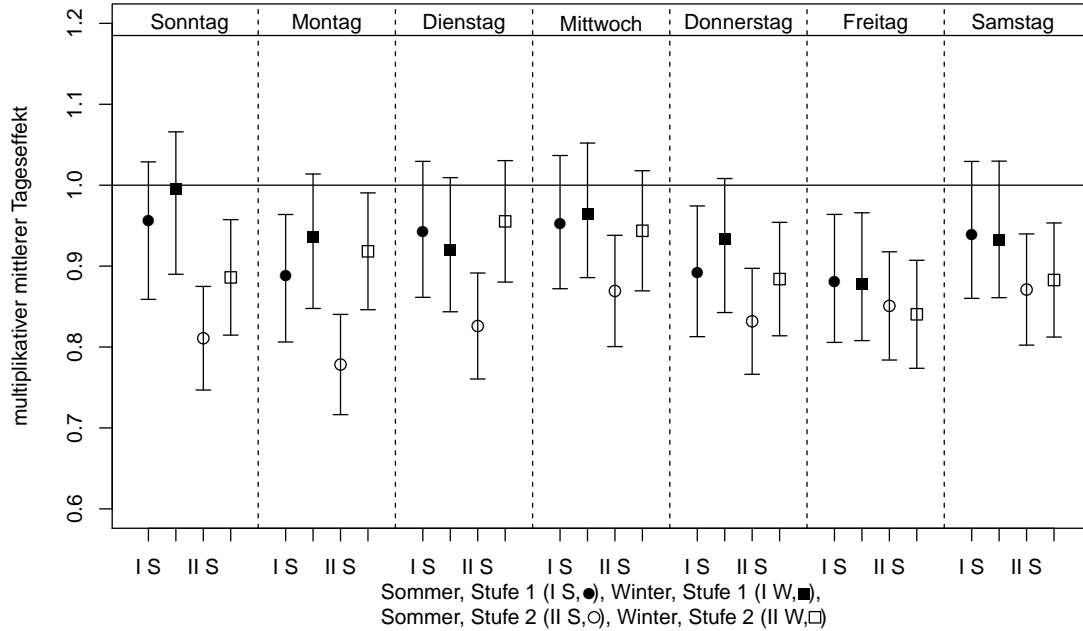
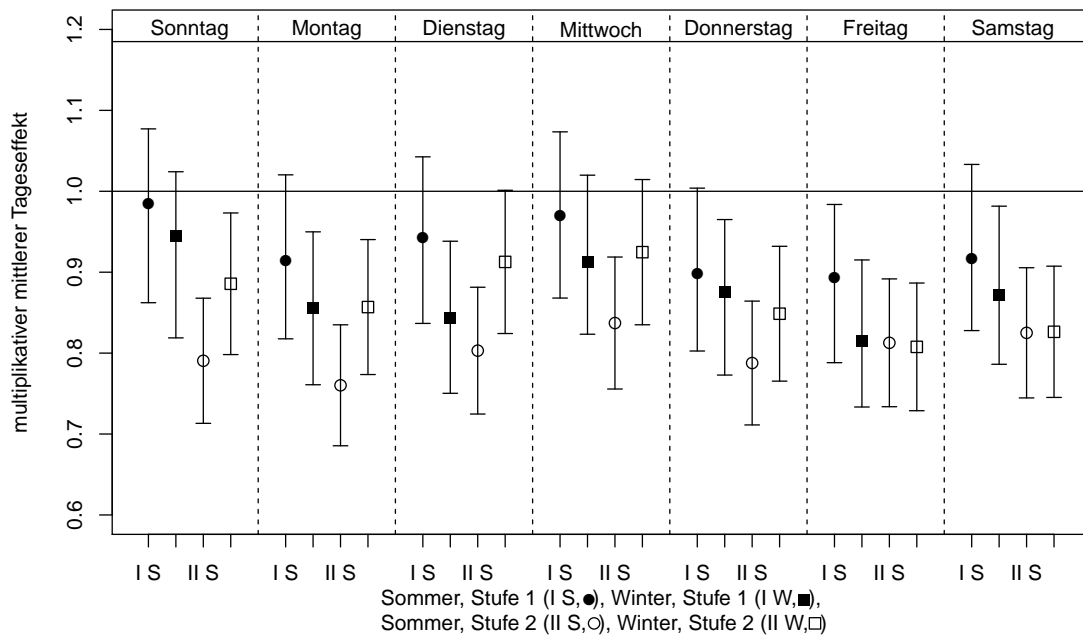


Abbildung B.4: Die mittleren Tageseffekte der beiden Stufen der Umweltzone jeweils geschichtet nach Jahreszeit und Wochentag mit den 95 % Konfidenzintervallen für Schildhornstr. (oben) und Frankfurter Allee (unten)

C Tabellen alternatives Modell

Messstation	Sommer				Winter			
	UZ Stufe 1	p-Wert	UZ Stufe 2	p-Wert	UZ Stufe 1	p-Wert	UZ Stufe 2	p-Wert
Schildhornstr.	-6.92 %	<0.01	-19.78 %	<0.01	-12.68 %	<0.01	-11.62 %	<0.01
Frankfurter Allee	-7.88 %	<0.01	-16.65 %	<0.01	-6.35 %	0.167	-9.94 %	0.580

Tabelle C.1: Veränderung der PM₁₀-Konzentration in der UZ Stufe 1 bzw. Stufe 2 verglichen mit der Periode keine UZ

Schildhornstr.	mult. Effekt	95 %-Konfidenzintervall	p-Wert
Intercept	13.616	(12.939 - 14.293)	<0.001
log(PM ₁₀) Referenzstation	1.246	(1.239 - 1.253)	<0.001
Feiertage	0.951	(0.919 - 0.984)	<0.001

Frankfurter Allee	mult. Effekt	95 %-Konfidenzintervall	p-Wert
Intercept	10.784	(10.288 - 11.280)	<0.001
log(PM ₁₀) Referenzstation	1.370	(1.361 - 1.379)	<0.001
Feiertage	0.943	(0.910 - 0.977)	<0.001

Tabelle C.2: Multiplikative Effekte der linear modellierten Störfaktoren an den Messstationen Schildhornstr. und Frankfurter Allee

Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre, dass ich meine Bachelorarbeit selbstständig und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Hilfsmittel angefertigt habe und dass ich alle Stellen, die ich wörtlich oder sinngemäß aus Veröffentlichungen entnommen habe, als solche kenntlich gemacht habe. Die Arbeit hat bisher in gleicher oder ähnlicher Form oder auszugsweise noch keiner Prüfungsbehörde vorgelegen.

München, den 10.02.2014

Tobias Ungar